

**Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí**

**Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor: Ochrana životního prostředí**



Bc. Filip Beneš

**Sezónní vývoj makrozoobentosu, jeho dlouhodobé změny a vliv
mimořádných událostí na acidifikovaných tocích pramenné části
povodí Litavky v Brdech**

*(Seasonal development, long-term changes and effect of extreme events on
macrozoobenthos of acidified brooks in headwater catchments of Litavka
river, Brdy Mountains)*

Diplomová práce

Praha, srpen 2013

Školitel: RNDr. Jolana Tátošová, PhD.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předkládanou diplomovou práci vypracoval samostatně a že jsem řádně citoval veškerou použitou literaturu a další informační zdroje. Tato práce, ani její podstatná část, nebyly použity k získání jiného titulu.

V Praze dne 16.srpna 2013

Filip Beneš

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat především mojí školitelce RNDr. Jolaně Tátošové, PhD za to, že se ujala vedení mé diplomové práce, že mě trpělivě a zodpovědně vedla a že se mnou konzultovala veškeré nejasnosti v průběhu sepisování práce.

Dále bych chtěl poděkovat doc. RNDr. Evženu Stuchlíkovi, CSc. a Mgr. Takaakimu Senoovi za konzultace spojené se studovanou lokalitou a ohledně zpracování výsledků.

Mgr. Takaakimu Senoovi a Mgr. Lence Kamasové-Ungermanové bych chtěl také poděkovat za pomoc při odběrech vzorků.

Velký dík patří Mgr. Janu Špačkovi, PhD, RNDr. Pavlu Chvojkovi, PhD, Mgr. Martinu Fikáčkovi, PhD, Mgr. Jiřímu Hájkovi, PhD, prof. RNDr. Miroslavu Papáčkovi, CSc. a RNDr. Petru Pařilovi, PhD za revidování vzorků makrozoobentosu.

Také chci poděkovat paní Editě Šípkové za provedení většiny chemických analýz, Mgr. Kateřině Kolaříkové, PhD za stanovení reaktivního hliníku a Mgr. Anně Lamačové-Benčokové za zpracování a poskytnutí hydrologických dat.

Dík patří rovněž Mgr. Danielu Vondrákovi za pomoc při determinaci několika málo nalezených korýšů a všem kolegům za vytvoření příjemných pracovních podmínek.

V neposlední řadě bych chtěl poděkovat rodičům za to, že mě vždy trpělivě podporovali ve studiu a také chci poděkovat svým sourozencům a přátelům za psychickou podporu.

Poděkování bych chtěl nakonec poslat i do norského Bergenu, kde jsem během studijního pobytu v rámci programu Erasmus mohl pracovat na svých vzorcích makrozoobentosu v hydrobiologické laboratoři při Univerzitě v Bergenu. Za pomoc bych chtěl z této laboratoře poděkovat především pánům Godtfredu Ankeru Halvorsenovi, Arne Johannessenovi a paní Torunn Landåsové.

Obsah

1. Úvod	6
2. Literární přehled	7
3. Charakteristika lokalit.....	10
3.1. Litavka-krmelec (LK).....	11
3.2. Litavka-hlavní (LH).....	12
4. Materiál a metodika	13
4.1. Harmonogram odběrů.....	13
4.2. Odběr vzorků vody – chemická analýza a stanovení fyzikálních parametrů	14
4.3. Odběr a rozbor makrozoobentosu	15
4.4. Zpracování výsledků.....	16
5. Výsledky	17
5.1. Obecné rozdíly mezi lokalitami.....	17
5.1.1. Chemické parametry.....	17
5.1.2. Biologické parametry	19
5.2. Sezónní vývoj makrozoobentosu.....	20
5.2.1. Zimní odběry (prosinec 2009 a únor 2010)	21
5.2.2. Jarní odběry (březen a duben 2010)	22
5.2.3. Letní odběry (červen, červenec, srpen 2010)	24
5.2.4. Podzimní odběry (září, říjen, listopad 2010)	27
5.3. Doplnující výzkum v letech 2011-2012	30
5.3.1. Litavka-krmelec.....	31
5.3.2. Litavka-hlavní.....	31
5.4. Srovnání s předchozími výzkumy	31
5.5. Hydrologie	34
5.6. Těžba dřeva.....	36
6. Diskuse	37
6.1. Sezónní vývoj, vliv mimořádných událostí na společenstvo makrozoobentosu a porovnání výsledků s předchozím výzkumem – lokalita Litavka-krmelec	37
6.1.1. Zimní období	37
6.1.2. Jarní období	39
6.1.3. Letní období.....	39
6.1.4. Podzimní období.....	40
6.2. Sezónní vývoj, vliv mimořádných událostí na společenstvo makrozoobentosu a porovnání výsledků s předchozím výzkumem – lokalita Litavka-hlavní.....	41
6.2.1. Druhové složení makrozoobentosu a jeho změny	42
6.2.2. Vliv povodní	45
6.3. Porovnání obou lokalit.....	45
7. Závěry	46
8. Použitá literatura.....	48
9. Přílohy	55

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývala sezónním vývojem makrozoobentosu během sezóny 2009-2010, jeho dlouhodobými změnami a vlivem mimořádných událostí na acidifikovaných tocích v pramenné části říčky Litavky v Brdech (Česká republika). Mimořádnými událostmi jsou zde míněny vlivy sucha, povodní a odlesnění. Změny ve složení makrozoobentosu byly porovnávány s výzkumem, který zde proběhl v sezóně 1999-2000.

Pramenná část povodí Litavky se skládá ze dvou větví: silně acidifikované Litavky-krmelec (LK) a slabě acidifikované Litavky-hlavní (LH), která zároveň slouží jako referenční tok. Naměřené hodnoty pH na lokalitě LK byly v rozmezí 4,00-4,22 (se střední hodnotou 4,10) a koncentrace reaktivního hliníku (R-Al) byly v rozmezí 1381-2187 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (se střední hodnotou 1692 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Naměřené hodnoty pH na lokalitě LH byly v rozmezí 4,74-6,22 (se střední hodnotou 5,62) a koncentrace reaktivního hliníku (R-Al) byly v rozmezí 8-400 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (se střední hodnotou 33 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Koncentrace R-Al jsou sledovány z důvodu toxických forem Al^{3+} iontů pro vodní organismy. Výrazné rozdíly byly pozorovány i v druhovém složení makrozoobentosu. Na silně acidifikované lokalitě LK se nevyskytovaly acidosenzitivní skupiny, kterými jsou jepice, měkkýši a některé druhy chrostíků. Všechny tyto skupiny jsou na slabě acidifikované lokalitě LH běžné.

Z naměřených hodnot pH a koncentrací R-Al byly provedeny analýzy trendů pro období 2009-2012. Na základě těchto měření bylo u silně acidifikované lokality LK doloženo zotavování tohoto toku z acidifikace, což bylo podpořeno i nálezem méně acidotolerantní pošvatky *Diura bicaudata* a chrostíka *Rhyacophila* sp.. Na slabě acidifikované lokalitě LH jsem nepozoroval žádné významné změny v chemismu, nicméně nálezy acidosenzitivních jepic *Siphonurus aestivalis*, *Siphonurus lacustris*, *Baetis vernus* a velmi acidosenzitivního jedince *Gammarus* sp. (korýši), dokládají probíhající proces zotavování společenstva makrozoobentosu i u tohoto toku.

Průběh sezónního vývoje makrozoobentosu byl na lokalitě LK podobný jako při předchozím výzkumu. Při obou výzkumech byla zaznamenána nižší diverzita v zimních vzorcích a vyšší diverzita v letních vzorcích. Nicméně rozdíl byl v druhovém složení a v celkové diverzitě, která byla v sezóně 2009-2010 vyšší než v sezóně 1999-2000. Odlesnění v letech 2009-2010 mělo pravděpodobně vliv na přítomnost nových druhů a vyšší diverzitu. Negativní vliv povodní a sucha na složení a abundanci makrozoobentosu byl v letech 2009-2010 pozorován v podobném rozsahu, jako při předchozím výzkumu.

Abstract

This Master thesis was focused on seasonal development of macrozoobenthos for season 2009-2010, its long-term changes and effects of extreme events on acidified brooks in headwater catchments of the Litavka river in the Brdy Mountains (the Czech Republic). The extreme events are considered: drought, floods and deforestation. Changes in composition of macrozoobenthos were compared with the previous research, which was provided there for season 1999-2000.

Headwater catchment of the Litavka river consist of two streams: strongly acidified Litavka-krmelec (LK) and slightly acidified Litavka-hlavní (LH), which is taken as a reference stream. Measured pH levels of LK were in range of 4,00-4,22 (with median 4,10) and concentration of reactive aluminium (R-Al) were in range of 1381-2187 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (with median 1692 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Measured pH levels of LH were in range of 4,74-6,22 (with median 5,62) and concentration of reactive aluminium (R-Al) were in range of 8-400 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (with median 33 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Concentrations of R-Al are observed due to toxic forms of Al^{3+} ions on aquatic organisms. The significant differences in composition of macrozoobenthos were also observed. On strongly acidified study site LK were not present acidosensitive groups, such as mayflies, molluscs and some species of caddisflies. All of these groups are common on slightly acidified study site LH.

Analyses of trends from measured pH levels and concentration of R-Al were done for period of 2009-2012. Based on these measurements the recovery trend on the LK stream was confirmed. This conclusion was also supported by discovering of less acidotolerant stonefly *Diura bicaudata* and caddisfly *Rhyacophila* sp.. On slightly acidified study site LH I did not observe any significant changes in chemistry, but finding of acidosensitive mayflies *Siphonurus aestivalis*, *Siphonurus lacustris*, *Baetis vernus* and very acidosensitive individual of *Gammarus* sp. (crustaceans), shows running recovery process of macrozoobenthic association on this stream.

The seasonal development of macrozoobenthos on study site LK was similar to the previous research. Both researches showed lower diversity in winter samples and higher diversity in summer samples. But the difference was observed in species composition and in the total diversity, which was higher for season 2009-2010 in compare to 1999-2000. Deforestation during 2009-2010 probably influenced presence of new species and higher diversity. Negative impact of floods and drought to composition and abundance of macrozoobenthos was observed in 2009-2010 on similar level as in the previous research.

1. Úvod

Hlavním tématem diplomové práce je studium různých vlivů na makrozoobentos v antropogenní acidifikací ovlivněné pramenné části toku Litavky v Brdech. Na takových tocích jsou u nás dlouhodobě sledovány především hydrochemické a geochemické parametry v rámci monitorovací sítě GEOMON, kam byla v roce 2005 zařazena i Litavka, která je zároveň sledována v rámci programů ICP Waters a ICP IM (monitoring vlivu acidifikace) (Horecký a kol., 2013 a Stuchlík et al., 2006). Výsledky z této práce budou poskytnuty do databázi těchto programů.

Na základě hydrochemického výzkumu, který byl proveden v rámci celé ČR (Veselý a Majer, 1998), bylo zjištěno, že antropogenní acidifikací jsou postiženy především pramenné části povodí vyšších nadmořských výšek. Hlavním důvodem proč se pramenná část povodí Litavky intenzivně sleduje je fakt, že i oblast Brd byla silně postižena antropogenní acidifikací. Na základě pilotního výzkumu v roce 1997 (Horecký a kol., 2002; Horecký, 2003) byla pramenná část povodí Litavky vybrána jako nejvhodnější modelový tok pro studium vlivu acidifikace v této oblasti.

Ve sledované oblasti pramenné části Litavky proběhlo již několik výzkumů. Studium makrozoobentosu se zde zabývali Horecký (2003) a Rucki (2007), na jejichž práce navazují. Hydrologickými poměry a chemismem se v této oblasti zabývali Kulina (2000), Bracíníková (2003), Pehal (2004) a Benčoková (2007).

Ve své diplomové práci jsem si vytyčil 3 hlavní cíle:

- 1) Sledování a zhodnocení sezónního vývoje společenstva makrozoobentosu a chemismu v pramenné části povodí Litavky (v letech 2009-2010) a s tím spojeným přínosem aktuálního složení makrozoobentosu.
- 2) Porovnání dosažených výsledků a získaných dat s dřívějším výzkumem v této části povodí Litavky (Horecký, 2003; Rucki, 2007) s cílem doložit možný trend při zotavování společenstva z acidifikace.
- 3) Zhodnocení vlivu mimořádných událostí na společenstva makrozoobentosu v pramenném povodí Litavky.

Mimořádnými událostmi je zde míněno působení intenzivního lesního hospodaření (zejména odlesnění) a vliv častějších extrémních podmínek jako jsou povodně a sucho související s pravděpodobnými změnami klimatu. Tyto vlivy mají negativní dopad na společenstva makrozoobentosu a zpomalují zotavování (tzv. „recovery“) horských potoků

z acidifikace (více o „recovery“ potoků z acidifikace a jeho modelování vývoje v budoucnosti – např. Hruška a kol., 2002; Hardekopf a kol., 2008).

Součástí této práce je rovněž zpracování a analýza makrozoobentosu a analýza chemismu vody, zejména pH a koncentrací reaktivního hliníku coby hlavních faktorů negativně působících na společenstvo makrozoobentosu.

2. Literární přehled

Acidifikace povrchových vod způsobená kyselou atmosférickou depozicí je zhruba od poloviny 20. století globálním problémem celé severní polokoule. Poprvé se o acidifikaci povrchových vod zmínili například Almer a kol. (1974) (Švédsko), Wright a Gjessing (1976) či Wright a Henriksen (1978) (Norsko) a Beamish a Harvey (1972) či Likens a Bormann (1974) (Kanada a USA). O acidifikaci povrchových vod na území bývalého Československa se poprvé zmiňují Fott a kol. (1980) (Šumava) a Stuchlík a kol. (1985) (Tatry). Jedná se zejména o acidifikaci jezerních oblastí ale i tekoucích vod s převážně žulovým podložím, které je citlivé vůči působení kyselé atmosférické depozice (Henriksen, 1979).

Antropogenní kyselá atmosférická depozice vzniká především kvůli emisím oxidů síry (SO_x) a dusíku (NO_x) ze spalování fosilních paliv (hnědé uhlí, apod.) v průmyslových oblastech (Hůnová a Janoušková, 2004). Tyto plyny jsou následně vymývány z atmosféry a v podobě „kyselého deště“ (jedná se vlastně o zředěné kyseliny sírovou a dusičnou) dopadají na zemský povrch. Při tom se uplatňuje dálkový transport těchto acidifikujících složek, takže jsou antropogenní acidifikací postiženy i oblasti desítky až stovky kilometrů vzdálené od průmyslových oblastí (např. Stuchlík, 2003).

Antropogenní acidifikací jsou postiženy zejména oblasti s mělkými, na bazické kationty chudými, půdami (podzoly, kambisoly...) na špatně zvětravatelných silikátových horninách (např. žula) s nízkou neutralizační kapacitou vod (Henriksen, 1979). Asi vůbec nejvíce byly antropogenní acidifikací postiženy již přirozeně kyselé (např. z důvodu obsahu organických kyselin) málo mineralizované povrchové vody, které mají nízkou neutralizační kapacitu. Z takových lokalit byly takto u nás nejvíce postiženy především Jizerské hory, kde byla tzv. přirozená acidita překryta aciditou antropogenní (Stuchlík a kol, 1997). Kyselinová neutralizační kapacita (KNK) neboli alkalita vyjadřuje schopnost systému neutralizovat vstupující kyseliny, zatímco zásadová neutralizační kapacita (ZNK) neboli acidita vyjadřuje schopnost systému neutralizovat zásady. Ke zvýšení acidity (ZNK) přispívají i vstupující

vodíkové (H^+) a hliníkové (Al^{3+}) ionty, které jsou vyplavovány z okolního prostředí (Driscoll, 1985) a zpomalují tím proces zotavování povrchových vod z acidifikace.

Vyplavovovaný hliník v podobě Al^{3+} iontů (labilního hliníku) je toxický pro ryby a některé skupiny makrozoobentosu, které se vlivem koagulace Al^{3+} iontů na jejich žábrách udusí (Driscoll, 1985). Zvýšené koncentrace Al^{3+} iontů dále způsobují, zejména pak ve stojatých vodách, vysrážení fosforu (P) (resp. fosforečnanů PO_4^{3-}), který je důležitou živinou pro rozvoj fytoplanktonu (Kopáček a kol., 2000). Tento proces oligotrofizace jezer, ve kterých se prakticky nevyskytuje žádný fytoplankton, má negativní vliv na planktonní korýše. Vlivem nedostatku potravy pro zooplankton v podobě fytoplanktonu došlo k výraznému snížení diverzity planktonních korýšů (Fott a kol., 1994; Hořická a kol., 2006) či v Tatrách dokonce k úplnému vymizení zooplanktonu, což bylo popsáno jako tzv. „tatranský fenomén“ (Stuchlík, 2003). Na druhou stranu přítomnost organických látek ve vodě snižuje schopnost hliníku srážet fosfor a také snižuje toxicitu vyplavovaných Al^{3+} iontů (Driscoll, 1985). Nicméně nejnovější studie (Papathanasiou a kol., 2011) poukazuje na fakt, že závisí i na typu organických látek přítomných ve vodě. Zatímco huminové kyseliny ve vyšších koncentracích toxicitu Al^{3+} iontů snižují, tak naopak vyšší koncentrace alginátu ve vodě toxicitu Al^{3+} iontů ještě zvyšují (Papathanasiou a kol., 2011).

Dlouhodobé výzkumy vlivu antropogenní acidifikace na chemismus vod a jejich biologické oživení jsou na území bývalého Československa zaměřeny zejména na jezerní oblasti v Tatrách (Stuchlík, 2003) a na Šumavě (Vrba a kol., 2000, 2003) a na oblast Jizerských hor (Stuchlík a kol., 1997; Křeček a Hořická, 2001) s několika vodními nádržemi sloužícími jako zdroj pitné vody. Jizerské hory byly u nás vůbec jednou z nejpostiženějších oblastí antropogenní acidifikací vlivem dálkového přenosu acidifikujících emisí (SO_x a NO_x) s převládajícím západním prouděním z hnědouhelných elektráren v Podkrušnohoří. Tento fakt vedl k degradaci půd a úhynu lesa nejen v Jizerských horách, ale například i v Krušných horách (Hruška a Kopáček, 2005).

Problematikou acidifikace tekoucích vod a s tím i spojeným studiem makrozoobentosu coby vhodným bioindikátorem se zabývala řada zahraničních autorů (např. Økland a Økland, 1986; Raddum a kol., 1988; Fjellheim a Raddum, 1990; Braukmann a Biss, 2004; Moe a kol., 2010). V těchto publikacích jsou popsány různé klasifikace indexů citlivosti makrozoobentosu vůči acidifikaci. Tyto indexy byly zavedeny pro sledování rozdílů ve složení společenstva makrozoobentosu u acidifikovaných a neacidifikovaných povrchových vod (tedy nejen tekoucích, ale i stojatých). Navíc jsou důležitou pomůckou při hodnocení biologického zotavování povrchových vod z acidifikace.

V České republice se makrozoobentosem tekoucích vod zabývali zejména Růžičková (1998) (Šumava), Scheibová a Helešic (1999) (Českomoravská vysočina), Horecký a kol. (2002) (Brdy), Horecký a kol. (2006, 2013) (české potoky obecně), Fricová a kol. (2007) a Svobodová a kol. (2012) (obě Šumava). Z hydrochemického hlediska se acidifikací tekoucích vod na území České republiky zabývali například Hruška a kol. (2002), Hruška a Krám (2003) a Krám a kol. (2003). Ve všech případech se jedná o pramenné části povodí tekoucích vod v horských oblastech. Pramenné úseky potoků a řek v horských zalesněných oblastech jsou vůbec jedny z nejcitlivějších částí toku vůči působení antropogenní acidifikace.

Kromě kyselé atmosférické depozice má na acidifikaci vliv například typ vegetačního pokryvu a nevhodné lesnické hospodaření. Jedná se zejména o pěstování smrkových monokultur, které jsou obecně náchylné vůči acidifikaci (např. Friberg a kol., 1998). Experimentálně bylo totiž zjištěno, že koncentrace síry v podkorunových srážkách (tzv. „throughfall“) jsou u smrkového lesa zhruba třikrát vyšší než u bukového lesa (Hruška a Kopáček, 2005). Kromě síranů (SO_4^{2-}) byly u smrkového lesa naměřeny i vyšší koncentrace dusičnanů (NO_3^-) a hlinitých iontů (Al^{3+}) a naopak nižší koncentrace bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) oproti bukovému lesu (Oulehle a Hruška, 2005).

V posledních dvou dekáдах jsme svědky postupného zotavování povrchových vod a jejich společenstev z acidifikace (tzv. „recovery“), ať už přirozeně jako důsledek výrazného snížení emisí oxidů síry a dusíku (Hruška a kol., 2002; Stuchlík a kol., 2002; Monteith a kol., 2005; Keller a kol., 2007; Hardekopf a kol., 2008) nebo s přispěním člověka, např. vápněním pro urychlení návratu ryb do řek (Fjellheim a Raddum, 1992; Raddum a Fjellheim, 2003). Proces zotavování povrchových vod z acidifikace je v některých oblastech zpomalován tzv. hysterezí (Kopáček a kol., 2002). Jedná se o proces, při kterém dochází k vyplavování sloučenin síry a dusíku z půd, které byly v době vrcholné acidifikace těmito sloučeninami saturovány. Hystereze tudíž zpomaluje i biologické zotavování z acidifikace.

Na další zpomalování procesu zotavování povrchových vod z acidifikace může mít vliv například těžba dřeva, která výrazně ovlivňuje odtokové režimy v povodí a zvyšuje erozi půd (Křeček a Hořícká, 2001; Banks a kol., 2007; Yoshimura, 2012). Na druhou stranu odlesnění může mít i pozitivní vliv na proces zotavování z acidifikace (Křeček a Hořícká, 2001; Křeček a kol., 2006). Pokácením smrkového lesa dochází ke snížení vymývání acidifikujících příměsí (síranů a dusičnanů) z podkorunových srážek vlivem snížení „listové plochy“. Proces zotavování z acidifikace je rovněž ovlivňován klimatickými změnami (např. Keller a kol., 2007; Hardekopf a kol., 2008), kdy vlivem častějšího sucha (Griffith a Perry, 1993; Bowman a kol., 2006) a častějších povodní (Scrimgeour a Winterbourn, 1989; Lepori a

Ormerod, 2005; Feeley a kol., 2012) dochází k ovlivnění početnosti a druhové diverzity makrozoobentosu.

K modelování vývoje acidifikace v minulosti a predikci vývoje acidifikace, respektive zotavování z acidifikace v budoucnosti, se používají různé modely. Jedním z nejpoužívanějších je model MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments). Model MAGIC se dá aplikovat na vývoj acidifikace jezer (např. Stuchlík a kol., 2002), tekoucích vod (např. Hardekopf a kol., 2008) i půd s různým typem vegetačního pokryvu (smrkový × bukový les – např. Oulehle a kol., 2007). Pomocí tohoto modelu byl namodelován vývoj acidifikace do roku 2050 i pro Litavku (Hardekopf a kol., 2008). Tento model naznačil u silně acidifikovaného toku mírně klesající trend v koncentracích Al^{3+} iontů a velmi pozvolný růst hodnot pH.

Pro sledování vlivu acidifikace na společenstva tekoucích a stojatých vod v Evropě a Severní Americe byl v červenci 1985 založen (a od roku 1987 spuštěn) mezinárodní program ICP Waters (= International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes) (Raddum a Skjelkvåle, 1995; Kvaeven a kol., 2001). Do tohoto programu je mj. zařazena i Litavka v Brdech (Stuchlík a kol., 2006).

3. Charakteristika lokalit

Pramenná oblast Litavky, kde již více než 10 let probíhá monitoring hydrologických poměrů, chemického složení vody a složení společenstva makrozoobentosu, se nachází v Brdské pahorkatině ve středních Čechách asi 50 km JZ směrem od Prahy. Brdská pahorkatina (zkráceně Brdy) je největší souvisle zalesněná oblast ve středních Čechách a zároveň se jedná o území přirozené akumulace vod s několika menšími vodními nádržemi využívanými jako zdroj pitné vody (Horecký, 2003; Rucki, 2007). Zkoumaná oblast se blíže nachází mezi Příbramí a Rožmitálem pod Třemšínem na JV okraji vojenského výcvikového prostoru Brdy-Jince. Litavka pramení pod vrcholem Malého Toku (844 m.n.m.) (obrázek č.1) a náleží do povodí řeky Berounky. Průměrný roční úhrn srážek pro tuto oblast činí 700-800 mm a průměrná roční teplota je 6°C (Cílek, 2005).

Geologické podloží lokality tvoří převážně pískovce, slepence a deluviální (písčito-hlinité až hlinito-písčité) sedimenty, tedy vesměs horniny chudé na bazické kationty (Hardekopf a kol., 2008; Horecký a kol., 2013). Z hlediska vegetačního pokryvu v pramenné části Litavky naprosto dominuje různě stará smrková monokultura (*Picea abies*) a jen výjimečně se v horních částech povodí vyskytují i jiné dřeviny (buk – *Fagus* sp., dub –

Quercus sp., líska – *Corylus* sp.) (Hardekopf a kol., 2008). Na konci roku 2009 začala v pramenné části povodí probíhat intenzivní těžba dřeva (konkrétně na lokalitě Litavka-krmelec).

Pramennou část Litavky tvoří několik vodotečí, z nichž se sledují 2 hlavní větve: Litavka-krmelec (LK, v publikacích též Litavka-pravostranný přítok či Litavka-rain fed branch – Rucki, 2007; Hardekopf a kol., 2008) a Litavka-hlavní (LH, v publikacích též Kormundka či Litavka-spring fed branch – Rucki, 2007; Hardekopf a kol., 2008) (obrázek č.1).

3.1. Litavka-krmelec (LK)

Odběrové místo LK s vybudovaným měrným přelivem se nachází na 49°39' s.š. a 13°52' v.d., 1 km od prameniště, s plochou povodí 1,85 km², které má přibližný tvar obdélníku, severovýchodní orientaci, průměrný sklon 8,6 % a nadmořskou výšku 695-844 m (Braciníková, 2003; Horecký a kol., 2013). Povodí je vymezeno z jihu vrchem Plešec (786 m.n.m.) a ze západu vrchy Malý Tok (844 m.n.m.) a Hradiště (840 m.n.m.). Intenzivní výzkum probíhá na této lokalitě od roku 1999 (Horecký, 2003).

Šířka toku se pohybuje v rozmezí 0,4 až 1,0 m a jeho hloubka se za normálních průtoků pohybuje od několika centimetrů do 60 cm v tůních (Horecký, 2003). Tok LK je zásoben především vodou ze srážek, což má za následek velmi nevyrovnané průtoky v průběhu roku. Průměrný průtok se pohybuje kolem 1 L.s⁻¹, avšak kolísá od nulových průtoků po průtoky dosahujících hodnot až 1200 L.s⁻¹ při extrémních povodních (Hardekopf a kol., 2008). Teplota vody v letních měsících přesahuje 15°C, v zimě naopak může koryto zamrznout (Horecký, 2003). Dno je kamenito-písčité, sezónně porostlé mechem a vláknitými řasami, místy jsou v toku napadané smrkové větve. Břehy jsou strmější a porostlé trávou (Rucki, 2007). Po těžbě dřeva v sezóně 2009/2010 došlo v části toku k vytvoření nových tůní a k částečnému zaházení koryta smrkovými větvemi. Do roku 2009 na lokalitě LK dominovali vzrostlé 80 až 90 let staré smrky ztepilé (*Picea abies*) (Hardekopf a kol., 2008). V současné době se většina odběrového úseku nachází na pasece.

Hodnoty pH se na této lokalitě při předchozích výzkumech pohybovaly v rozmezí 4,07-4,24 a koncentrace reaktivního hliníku (R-Al) (sledovaného především z důvodu toxických Al³⁺ iontů) se pohybovaly v rozmezí 1530-1913 µg.L⁻¹ (Horecký a kol., 2013). Podle různých klasifikací (např. Baltes, 1998 v Braukmann a Biss, 2004) je lokalita LK silně až extrémně acidifikovaná a podle klasifikace EU WFD (Water Framework Directive =

Rámcová směrnice EU o vodách) (Braukmann a Biss, 2004) je permanentně extrémně acidifikovaná.

3.2. Litavka-hlavní (LH)

Odběrové místo LH se původně nacházelo na 49°40' s.š. a 13°52' v.d., 0,65 km od pramene s plochou povodí 0,9 km², které má tvar trojúhelníku, jihovýchodní orientaci, průměrný sklon 8 % a nadmořskou výšku 700-840 m.n.m. (Rucki, 2007; Horecký a kol., 2013). Po vykácení části lesa a devastaci koryta toku v roce 2006 bylo odběrové místo posunuto zhruba o 250 metrů výše proti proudu (tj. 400 m od pramene) do nadmořské výšky cca 740 m (Rucki, 2007) a zde osazeno měrným přelivem. Povodí je vymezeno na západě vrchem Hradiště (840 m.n.m.) a na severu vrchem Brdce (839 m.n.m.). Intenzivnější výzkum probíhá na této lokalitě až od roku 2005 (Rucki, 2007).

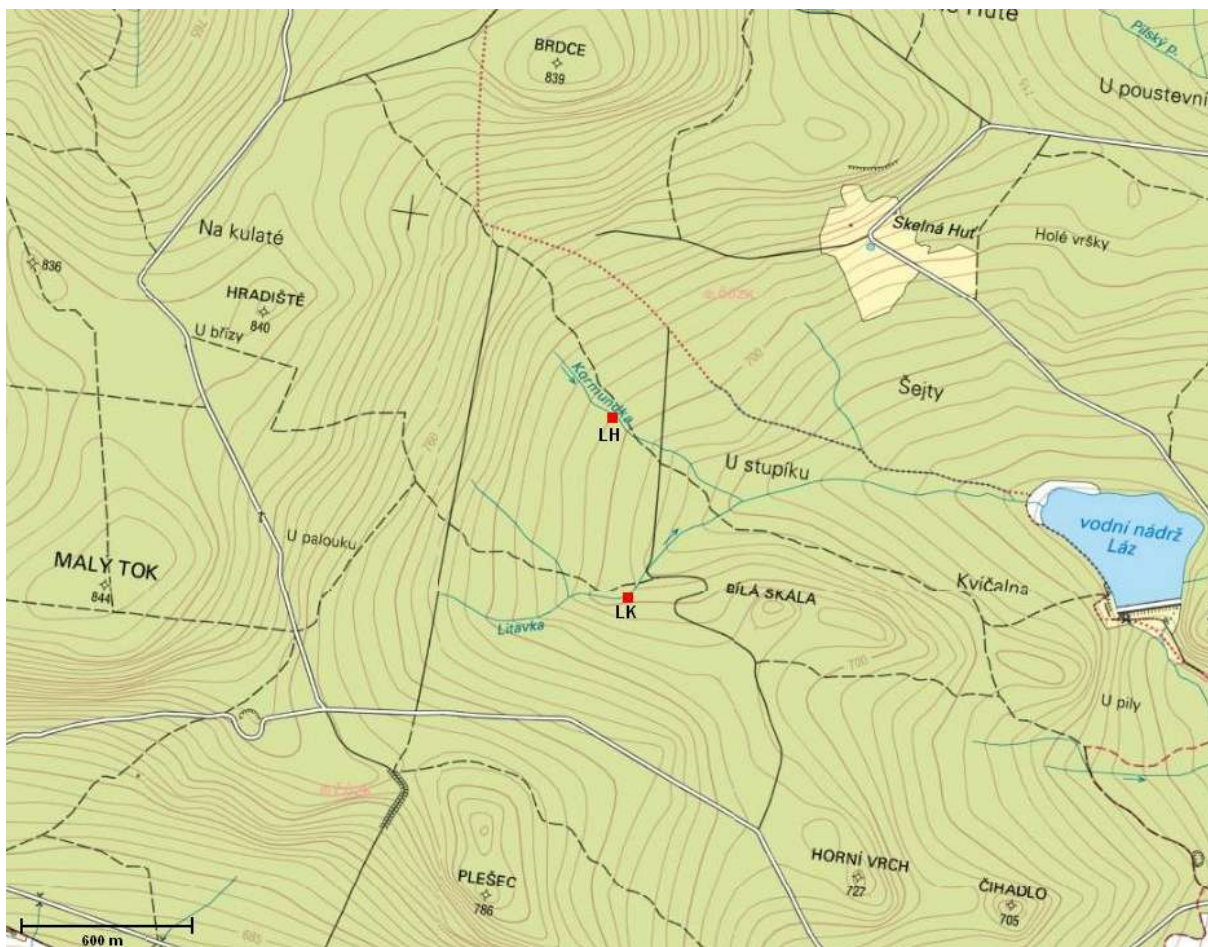
Tok je na této lokalitě užší než na lokalitě LK (šířka 20-50 cm), místy zarostlý rašeliníkem (*Sphagnum* sp.) a hloubka dosahuje v tůních až 50 cm. Tok LH je zásoben podzemní vodou z pramene a tudíž zde panují vyrovnanější průtoky po celý rok (Hardekopf a kol., 2008). Průměrný průtok je okolo 1 L.s⁻¹, ale díky podzemnímu zdroji zde nedochází k vyschnutí koryta toku. Dno toku je spíše písčité bez větších kamenů a nebyly zde nalezeny žádné vláknité řasy. Okolí lokality LH je podmáčené a pokryto řidším porostem mladých smrků (*Picea abies*) s občasným výskytem stejně starých modřínů (*Larix* sp.). Podrost je převážně tvořen již zmíněným rašeliníkem (*Sphagnum* sp.) s ojedinělým výskytem vřesu (*Calluna* sp.) a sítiny (*Juncus* sp.) (Rucki, 2007).

Hodnoty pH se na této lokalitě při předchozích výzkumech pohybovaly v rozmezí 5,08-5,98 a koncentrace reaktivního hliníku (R-Al) se pohybovaly v rozmezí 52-221 µg.L⁻¹ (Horecký a kol., 2013). Podle zmíněné klasifikace (Baltes, 1998 v Braukmann a Biss, 2004) je LH (Litavka-hlavní) jen slabě acidifikovaná a podle klasifikace EU WFD (Braukmann a Biss, 2004) je periodicky středně silně acidifikovaná.

K soutoku obou větví dochází zhruba po 1,5 km od prameniště LK (respektive po cca 1,2 km od pramene LH) (obrázek č.1). Po dalším zhruba 1,5 km tok Litavky vtéká do malé vodní nádrže Láz. Zde se nachází nejbližší populace ryb, a to přirozeně se vyskytující střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) a uměle vysazený okoun říční (*Perca fluviatilis*) (Fischer a kol., 2005). V toku nad nádrží se žádné ryby nevyskytují.

Odběrová místa LK a LH jsou od sebe vzdálena jen necelý kilometr vzdušnou čarou (obrázek č.1) a obě povodí jsou od sebe oddělena jen malým zalesněným hřbítkem (Rucki, 2007). Lze zde proto předpokládat velmi podobné srážkové úhrny a historicky podobnou míru

atmosférické depozice oxidů síry a dusíku, coby hlavních složek podílejících se na kyselé atmosférické depozici. Hlavním důvodem proč jsou obě lokality odlišné je již výše zmíněný fakt, že LH je napájena pozemní vodou z pramene, zatímco LK žádný podzemní zdroj vody nemá a tudíž je velmi závislá na dešťových srážkách (Hardekopf a kol., 2008).



Obrázek č.1: Situační mapka lokality pramenné části povodí Litavky (převzato ze stránek České geologické služby - <http://mapy.geology.cz/gisviewer/>, doplněno o odběrová místa).

4. Materiál a metodika

4.1. Harmonogram odběrů

Odběry makrozoobentosu probíhaly na obou lokalitách v Brdech (LH a LK) od prosince 2009 do listopadu 2010 ve zhruba měsíčních intervalech (tabulka č.1) s cílem zachytit sezónní vývoj společenstva makrozoobentosu. Takto bylo odebráno 10 vzorků makrozoobentosu z každé lokality (tj. 20 vzorků dohromady). Další 2 odběry (tj. 4 vzorky) proběhly v roce 2011 a to na jaře (v dubnu) a na podzim (v říjnu) a 1 odběr (2 vzorky) byl proveden na podzim (v říjnu) roku 2012. Vzorky vody byly odebírány častěji, ale zároveň i se všemi odběry makrozoobentosu (tabulka č.1). Všechny vzorky byly současně zpracovávány v rámci české účasti v mezinárodních programech ICP Waters a ICP IM.

Tabulka č.1: Termíny odběrů na obou lokalitách (LK a LH).

Datum odběru	Lokalita	Odebráno
8.7.2009	LH + LK	vzorky vody
11.10.2009	LH	vzorky vody
7.12.2009	LH + LK	vzorky vody + bentos
24.2.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
7.3.2010	LH	vzorky vody
14.3.2010	LH + LK	vzorky vody
22.3.2010	LH + LK	vzorky vody
29.3.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
25.4.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
25.5.2010	LH	vzorky vody
5.6.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
18.6.2010	LH	vzorky vody
12.7.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
16.7.2010	LH	vzorky vody
15.8.2010	LH	vzorky vody
19.8.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
12.9.2010	LH	vzorky vody
16.9.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
6.10.2010	LH	vzorky vody
12.10.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
31.10.2010	LH	vzorky vody
16.11.2010	LH + LK	vzorky vody + bentos
4.12.2010	LH	vzorky vody
8.1.2011	LH	vzorky vody
6.2.2011	LH	vzorky vody
5.3.2011	LH	vzorky vody
9.4.2011	LH	vzorky vody
22.4.2011	LH + LK	vzorky vody + bentos
7.5.2011	LH	vzorky vody
4.6.2011	LH	vzorky vody
5.7.2011	LH	vzorky vody
7.8.2011	LH	vzorky vody
10.8.2011	LH + LK	vzorky vody
4.9.2011	LH	vzorky vody
8.10.2011	LH	vzorky vody
14.10.2011	LH + LK	vzorky vody + bentos
30.10.2011	LH	vzorky vody
8.11.2011	LK	vzorky vody
10.8.2012	LH + LK	vzorky vody
9.10.2012	LH + LK	vzorky vody + bentos

4.2. Odběr vzorků vody – chemická analýza a stanovení fyzikálních parametrů

Před samotným odběrem makrozoobentosu byl proveden odběr vody pro chemický rozbor. Voda z toku byla odebírána pod měrným přelivem z odtoku do PE (případně PET) lahví předem vypláchnutých horkou deionizovanou vodou z přístroje AlfaQ (Milipore, USA) a před samotným odběrem i vodou z toku (kvůli zabránění případné kontaminace). Při odběru byla voda filtrována přes uhelonoový filtr o velikosti ok 40 µm.

Měření průtoku vody, teploty vody, vzduchu a půdy, vlhkosti vzduchu a půdy a měření srážek probíhá kontinuálně pomocí automatických čidel uložených na dně toku či

v okolí lokality (data jsou veřejně dostupná v systému ALA na serveru <http://teranos.alal.com>). Systém měření průtoků pomocí automatických čidel byl zaveden až v roce 2006.

Odebraná voda byla zanalyzována v laboratoři hydrobiologické stanice UK Velký Pálenec. V této laboratoři bylo stanoveno: pH, vodivost, alkalita, dusičnanový ($\text{NO}_3\text{-N}$) a amonný ($\text{NH}_4\text{-N}$) dusík, síranové (SO_4^{2-}), chloridové (Cl^-) a fluoridové (F^-) anionty, sodné (Na^+), draselné (K^+), vápenaté (Ca^{2+}) a hořečnaté (Mg^{2+}) kationty a reaktivní hliník (R-Al), jenž je sledován zejména z důvodu toxicity jeho iontové formy Al^{3+} . Iontově vázaný (tzv. labilní) hliník (Al^{3+}) nebyl stanovován, ale dle předchozího výzkumu tvoří na lokalitě LK přes 90 % R-Al (Horecký, 2003; Horecký a kol., 2006).

Měření pH a alkality bylo prováděno na automatickém titrátoru TIM 900 pomocí elektrody pH G201 (Radiometer, Francie) a referenční elektrody (Russel, Velká Británie). Analyzované vzorky byly před měřením ponechány přes noc při laboratorní teplotě (cca 25°C). Měřicí systém byl kalibrován dvěma certifikovanými pufrý (pH 7 a 4). Alkalita byla stanovena metodou granovské titrace (MacKereth a kol., 1978) za použití 0,01 M HCl na automatickém titrátoru TIM 900. Specifická vodivost při 25°C (K_{25}) byla stanovena konduktometrem CDM 210 (Radiometer, Francie). Hlavní ionty (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} a NH_4^+) byly analyzovány pomocí iontové chromatografie s konduktometrickou detekcí a elektrochemickou supresí. Koncentrace reaktivního hliníku (R-Al) byly stanoveny spektrofotometricky s pyrokatecholovou violetí podle Driscolla (1984). Velká pozornost je věnována kontrole kvality stanovení, která je zaručena používáním laboratorních standardů a pravidelnou účastí laboratoře hydrobiologické stanice UK Velký Pálenec v mezinárodních interkalibracích v rámci programu ICP Waters (NIVA, Oslo, Norsko) a projektu Aquacon (CNR – IID, Verbania – Pallanza, Itálie) (Stuchlík, 2003).

Všechny výše zmíněné analýzy byly provedeny pod vedením doc. RNDr. Evžena Stuchlíka, CSc. a to paní laborantkou Editou Šípkovou (většina analýz) a Mgr. Kateřinou Kolaříkovou, PhD (stanovení R-Al).

4.3. Odběr a rozbor makrozoobentosu

Odebírání makrozoobentosu probíhalo podle standardní metody „kicking“ (Frost a kol., 1971) pomocí ručního síta o velikosti ok $500\ \mu\text{m}$ intenzivně po dobu 3 minut na šesti různých habitatech (tišiny a tůň s jemnozrnným substrátem, písčité lavice a peřeje s hrubozrnným substrátem až kamenitým dnem) typických pro daný tok (tj. po 30 vteřinách na habitat). Odebírání makrozoobentosu probíhalo na obou lokalitách (LH i LK) vždy na ca.

100-metrovém úseku nad měrným přelivem. V případě lokality LK byl makrozoobentos odebírán zhruba na úseku od 50 do 150 metrů nad měrným přelivem. V případě lokality LH byl makrozoobentos odebírán od konce tůně nad měrným přelivem (tj. zhruba 5 až 105 metrů od měrného přelivu). Tůň nad měrným přelivem nebyla do odběrů zahrnuta ani v jednom případě. Odebraný materiál byl promíván od jemného sedimentu ve stejném sítu a následně vložen do umělohmotných dóz o objemu 1 litr a zafixován 70–80% ethanolem. Tento kvantitativní odběr má spíše charakter semikvantitativního odběru, jelikož při použití výše zmíněné techniky „kicking“ s ručním sítem nedochází k odběru z definované plochy dna. Kvantitativní, respektive semikvantitativní, odběr byl doplněn zhruba 20-minutovým kvalitativním sběrem makrozoobentosu z předmětů ponořených ve vodě (větve, kameny...apod.). Kvalitativní vzorek byl sbírán odděleně do menších PE lahví a rovněž fixován 70–80% ethanolem. Po odběru makrozoobentosu následoval často i doplňkový sběr dospělců hmyzu (především pošvatek a chrostíků) pomocí smýkací sítě a exhaustoru v okolí odběrových lokalit. Dospělci byli fixováni společně s kvalitativním vzorkem v 70–80% ethanolu.

Odebraný makrozoobentos jsem následně přebíral a třídil podle jednotlivých řádů (či vyšších taxonomických skupin) a poté determinoval na nejnížší možnou úroveň (do druhu nebo alespoň do rodu) pomocí dostupné determinační literatury (Rozkošný, 1980; Waringer a Graf, 1997; Krno, 1998; Rozkošný a Vaňhara, 2004; Straka a Sychra, 2007; Kment, nepublikováno). Blíže jsem nedeterminoval zástupce máloštětinatců (Oligochaeta) a některé skupiny dvoukřídlého hmyzu (Diptera) jsem determinoval jen na úroveň čeledí (hlavně čeledi Chironomidae, Simuliidae, Ceratopogonidae, Limoniidae a další vzácněji zastoupené a těžko určitelné čeledi). Rovněž pouze na úroveň čeledí jsem determinoval nejnížší instary veškerého odebraného makrozoobentosu. Obtížnější taxony byly revidovány specialisty, a to zejména řády: Ephemeroptera – Mgr. Jan Špaček, PhD, Trichoptera – RNDr. Pavel Chvojka, PhD, Plecoptera – Mgr. Jan Špaček, PhD, Coleoptera – Mgr. Martin Fikáček, PhD a Mgr. Jiří Hájek, PhD, Heteroptera – prof. RNDr. Miroslav Papáček, CSc. a Diptera (část) – RNDr. Petr Pařil, PhD.

4.4. Zpracování výsledků

Základní zhodnocení, výpočty a grafické zpracování výsledků jsem prováděl pomocí programu Microsoft Office 2003 (MS Excel) a pomocí volně dostupného statistického programu R (verze 2.15.2) (<http://www.r-project.org/>).

5. Výsledky

Z 26 odběrů vzorků makrozoobentosu provedených dohromady na obou lokalitách v letech 2009-2012 bylo kvantitativně získáno celkem 49 953 jedinců patřících do 11 řádů či vyšších taxonomických skupin. V těchto 11 vyšších taxonomických skupinách (řád, třída, kmen) jsem zaznamenal celkem 91 taxonů (především druhů a rodů, výjimečně jen čeledí) patřícím do 48 čeledí. Celkem jsem zaznamenal z obou lokalit zástupce 8 řádů hmyzu (Insecta): Ephemeroptera (jepice), Plecoptera (pošvatky), Trichoptera (chrostíci), Diptera (dvoukřídli), Coleoptera (brouci), Heteroptera (ploštice), Megaloptera (střechatky) a Odonata vážky). Dále pak zástupce kmene Mollusca (měkkýši) (z třídy Bivalvia – mlži), zástupce kmene Annelida (kroužkovci) (z třídy Oligochaeta – máloštětinatci) a vzácně i zástupce podkmene Crustacea (korýši). Naprostou většinu představovali zástupci dvou řádů hmyzu: dvoukřídli (cca 24 300 jedinců, z toho asi 22 100 jedinců z čeledi Chironomidae) a pošvatky (cca 21 000 jedinců).

Na lokalitě Litavka-krmelec (LK) jsem zaznamenal za celé sledované období (2009-2012, 13 odběrů) 29 031 jedinců z 60 taxonů patřících do 35 čeledí. Na lokalitě Litavka-hlavní (LH) jsem za celé sledované období (2009-2012, 13 odběrů) zaznamenal 20 922 jedinců z 58 taxonů patřících do 34 čeledí.

Do výsledků jsem nezahrnul nalezené jedince řádu Lepidoptera (motýli), jelikož se jednalo výhradně o terestrické zástupce (J.Špaček, osobní sdělení). Dále jsem nezahrnul do výsledků zástupce kmene Nematoda (hlístice), jelikož nejsou hlavním předmětem zájmu a jejich počet byl jistě silně podhodnocen velikostí ok odběrového síta (bylo jich málo a jen v několika vzorcích). Dále jsem nezahrnul do výsledků některé korýše z důvodu nejisté determinace (řád Harpacticoida – LK) či z důvodu, že se jedná o planktonní organismy (řád Cyclopoida – LH), i když je zmiňuji. Do výsledků jsem rovněž nezahrnoval dospělé, jejichž sběr měl pouze doplňující informační charakter a nikdy není úplná jistota, zda ten či onen jedinec pochází z lokality, kde byl chycen (výjimku tvoří pouze čerstvě vylíhlí dospělci).

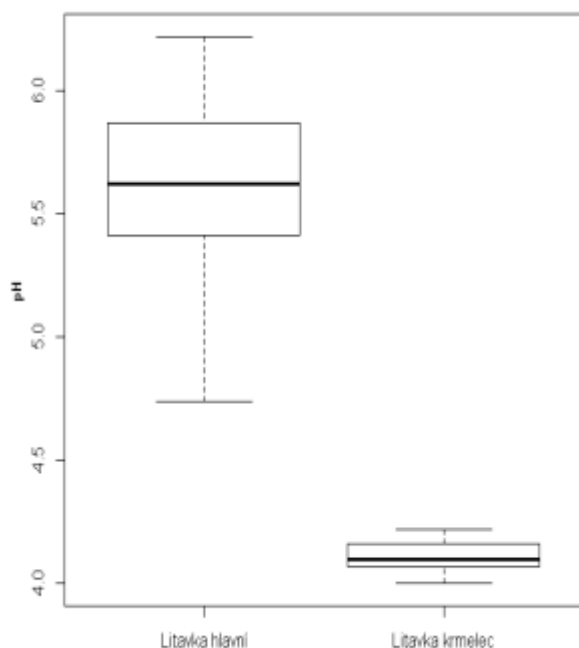
5.1. Obecné rozdíly mezi lokalitami

5.1.1. Chemické parametry

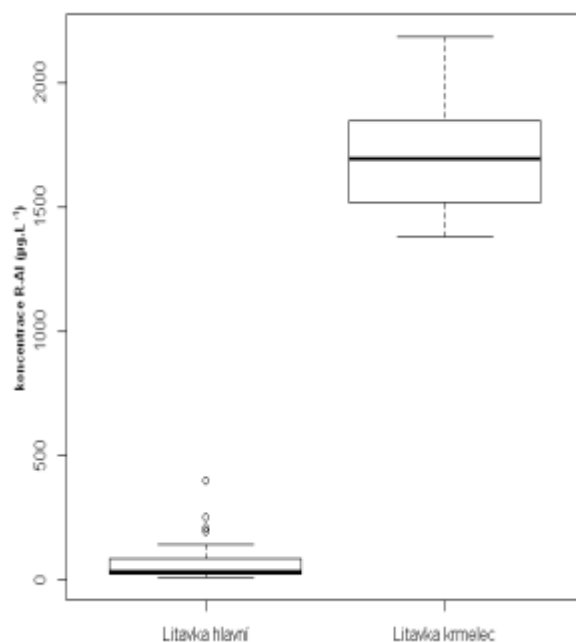
Předchozí studie ukázaly zásadní rozdíly ve dvou hlavních chemických parametrech, pH a koncentraci R-Al, sledovaných lokalit. Lokalita LK se vyznačovala nižšími hodnotami pH a vysokými koncentracemi reaktivního hliníku (R-Al), přičemž iontové vázaný (labilní) hliník na této lokalitě tvořil přes 90 % R-Al (Horecký, 2003; Horecký a kol., 2006), než jaké

byly zjištěny na lokalitě LH. Tyto rozdíly byly zjištěny i během námi sledovaného období 2009-2012 (pro pH), resp. 2009-2011 (pro R-Al). Na lokalitě LK se hodnoty pH pohybovaly v rozmezí 4,00-4,22 se střední hodnotou 4,10 (obrázek č.2), hodnoty R-Al pak v rozmezí 1381-2187 $\mu\text{g.L}^{-1}$ se střední hodnotou 1692 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (obrázek č.3). Na lokalitě LH byly naměřené hodnoty pH vyšší: 4,74-6,22 se střední hodnotou 5,62 (obrázek č.2) a naopak koncentrace hliníku-Al nižší: 8-400 $\mu\text{g.L}^{-1}$ se střední hodnotou 33 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (obrázek č.3). Hodnota 400 $\mu\text{g.L}^{-1}$ R-Al byla zcela výjimečná (jednalo se o odlehlou hodnotu).

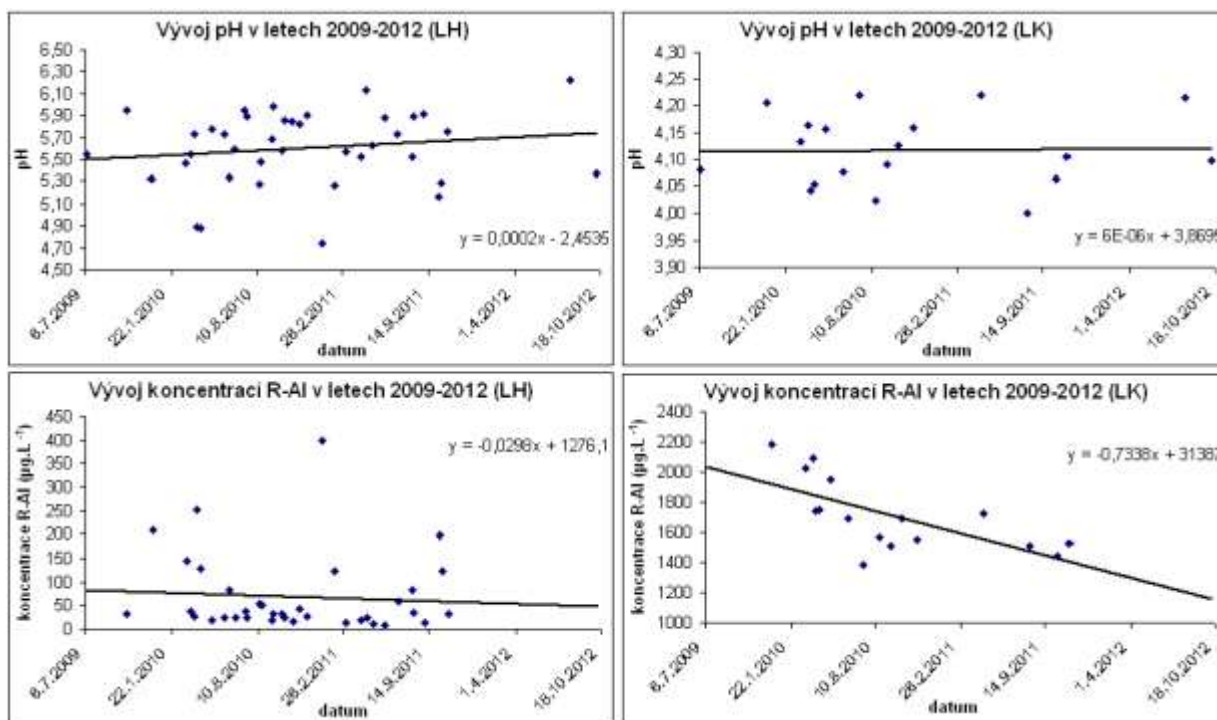
Pro oba parametry byla provedena analýza trendů za období 2009-2012 (pro pH), resp. 2009-2011 (pro R-Al). Analýza doložila mírně vzrůstající trend v hodnotách pH u slabě acidifikované LH, zatímco silně acidifikovaná LK prakticky žádný trend pH v tomto období nevykazovala. U koncentrací reaktivního hliníku (R-Al) je patrný nevýrazný klesající trend u slabě acidifikované LH. Naopak u silně acidifikované LK byl během sledovaného období zaznamenán výraznější trend snižování koncentrací R-Al (obrázek č.4). Tento výsledek jasně dokládá, že na silně acidifikované lokalitě LK již započal proces zotavování toku z acidifikace.



Obrázek č.2: Hodnoty pH za období 2009-2012 reprezentované 39 hodnotami pro Litavku-hlavní a 19 hodnotami pro Litavku-krmelec. Silná čára označuje střední hodnotu (medián); tzv. box označuje 1. a 3. kvartil; tzv. fousy (tykadla) označují minimální a maximální hodnotu.



Obrázek č.3: Hodnoty R-Al (v $\mu\text{g.L}^{-1}$) za období 2009-2011 reprezentované 36 hodnotami pro Litavku-hlavní a 16 hodnotami pro Litavku-krmelec. Silná čára označuje střední hodnotu (medián); tzv. box označuje 1. a 3. kvartil; tzv. fousy (tykadla) označují minimální a maximální hodnotu v případě žádných odlehlých hodnot; kolečka označují odlehlé hodnoty, které jsou ve vzdálenosti větší než $\frac{3}{2}$ výšky boxu od bližšího kvartilu.

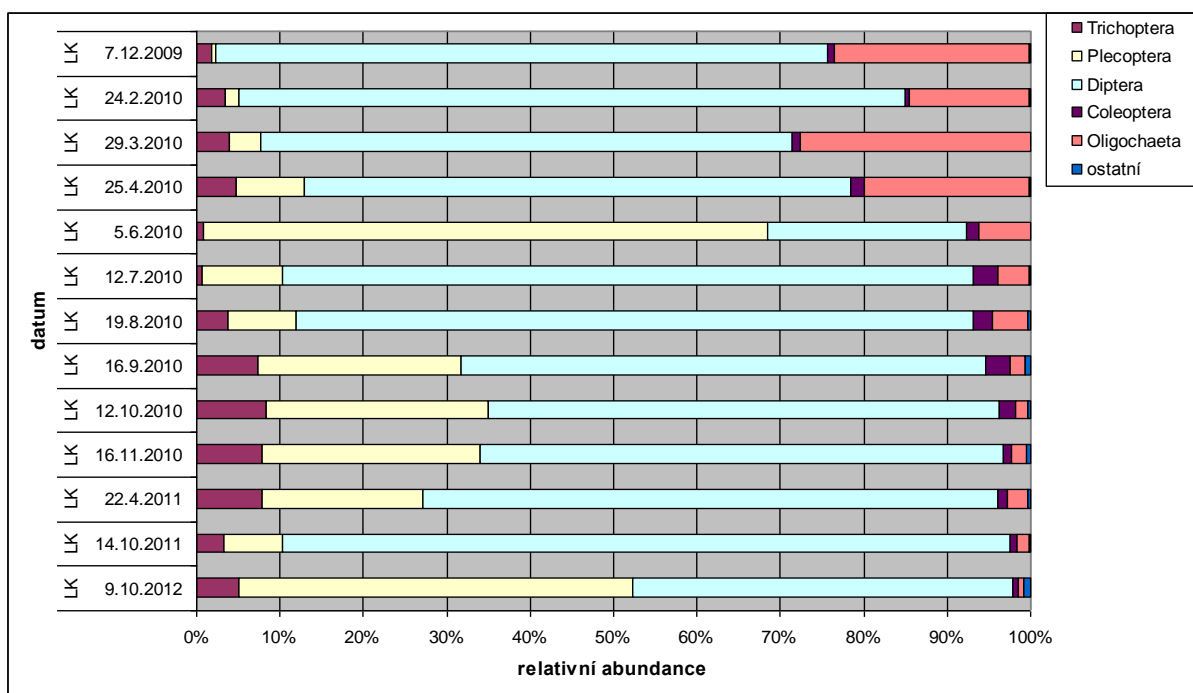


Obrázek č.4: Grafy vývoje pH a koncentrací reaktivního hliníku (R-Al) na obou lokalitách (Litavka-hlavní – LH a Litavka-krmelec – LK) v letech 2009-2012 pro pH, resp. 2009-2011 pro R-Al s (regresní) přímkou trendu a její rovnicí. LH je reprezentována 39 hodnotami pro pH a 36 hodnotami pro R-Al. LK je reprezentována 19 hodnotami pro pH a 16 hodnotami pro R-Al.

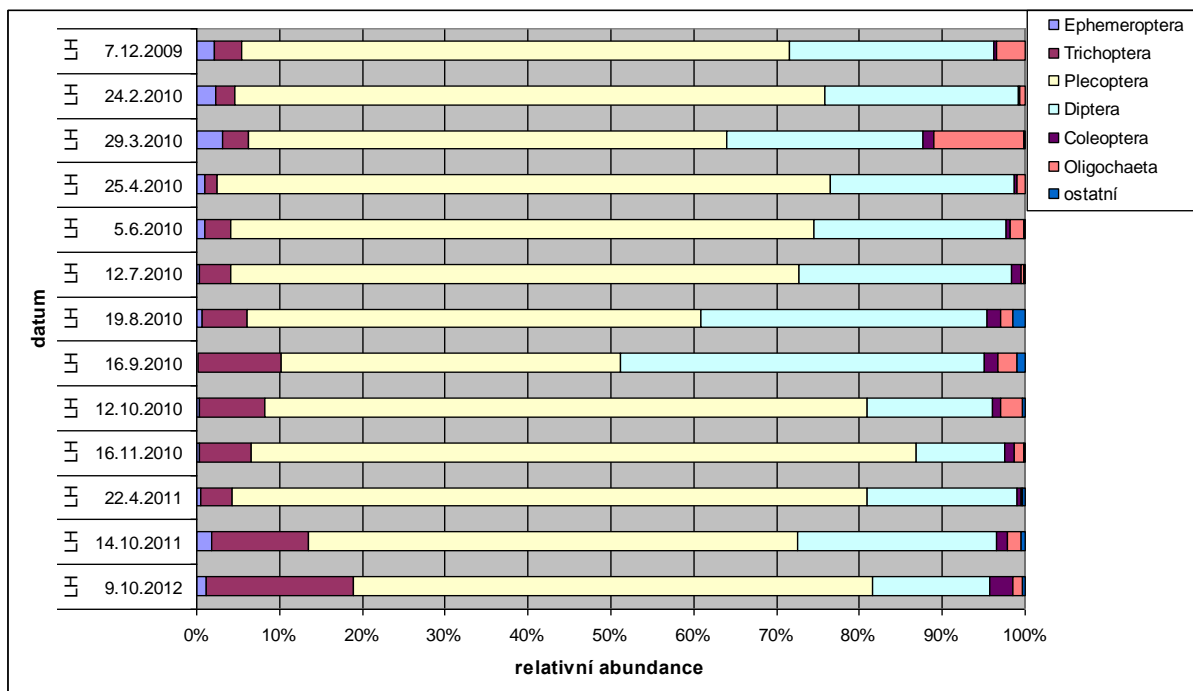
5.1.2. Biologické parametry

Z biologického hlediska je největším rozdílem nepřítomnost zástupců řádu Ephemeroptera a kmene Mollusca na silně acidifikované lokalitě LK. Tyto skupiny se běžně vyskytují na slabě acidifikované lokalitě LH. Naopak se na lokalitě LH nevyskytovali žádní zástupci řádů Megaloptera a Odonata, kteří byli zjištěni na lokalitě LK. Výrazně méně bylo na lokalitě LH také zástupců řádu Heteroptera. Na lokalitě LK se nevyskytovali někteří zástupci řádu Trichoptera, kteří se běžně vyskytují na lokalitě LH. Jedná se např. o chrostíka *Drusus annulatus*, který se v menších abundancích na lokalitě LH pravidelně vyskytuje. Přitom se jedná o poměrně acidotolerantní druh (Braukmann a Biss, 2004).

Rozdílná byla i abundance dvou nejpočetnějších skupin hmyzu Diptera (především čeled' Chironomidae) a Plecoptera, jejichž zástupci jsou běžní na obou lokalitách. Na lokalitě LK zpravidla převažovali dvoukřídli (průměrně 66 %) nad pošvatkami (průměrně 19 %), zatímco na lokalitě LH převažovaly většinou pošvatky (průměrně 66 %) nad dvoukřídly (průměrně 23 %). Na lokalitě LK se vyskytovalo několikanásobně (někdy až desetinásobně) více dvoukřídlych (zastoupených zpravidla z více než 90 % pakomáry) než na lokalitě LH. Pošvatek bylo naopak zpravidla více na lokalitě LH (obrázek č.5 a č.6).



Obrázek č.5: Relativní zastoupení makrozoobentosu při jednotlivých odběrech na lokalitě Litavka-krmec (LK) v letech 2009-2012. Ostatní skupiny na lokalitě LK tvoří: Megaloptera, Heteroptera a Odonata.



Obrázek č.6: Relativní zastoupení makrozoobentosu při jednotlivých odběrech na lokalitě Litavka-hlavní (LH) v letech 2009-2012. Ostatní skupiny na lokalitě LH tvoří: Mollusca, Heteroptera a Crustacea.

5.2. Sezónní vývoj makrozoobentosu

Od prosince 2009 do listopadu 2010 proběhl na lokalitách Litavka-hlavní (LH) a Litavka-krmec (LK) intenzivní výzkum s odběry makrozoobentosu v přibližně čtyř- až pětitédenních intervalech s cílem zjištění sezónního vývoje makrozoobentosu a jeho porovnání

s předchozím výzkumem (1999 – 2000) (Horecký, 2003). Uváděné relativní abundance (v procentech) se vztahují k celkové početnosti makrozoobentosu v daném odběru a jsou uváděny chronologicky podle měsíců.

5.2.1. Zimní odběry (prosinec 2009 a únor 2010)

Litavka-krmelec

Celkově byla na lokalitě LK v zimním období zaznamenána poměrně nízká celková abundance (513 jedinců v prosinci a 896 jedinců v únoru – obrázek č.7) a vůbec nejnižší diverzita makrozoobentosu za celé sledované období (2009-2012) (12 taxonů v prosinci a 14 taxonů v únoru – tabulka č.2).

V zimních odběrech (prosinec 2009 a únor 2010) na lokalitě LK dominovali zástupci dvoukřídlého hmyzu (73,29 a 79,91 %). Z tohoto řádu jasně dominovala čeleď Chironomidae (72,12 % a 78,35 %). Z ostatních dvoukřídlých byli v nízkých abundancích přítomni zástupci čeledí Limoniidae a Simuliidae a ojediněle se vyskytli zástupci čeledí Tabanidae (rod *Hybomitra*) a Ceratopogonidae (jen v prosinci). Máloštětinatci tvořili po dvoukřídlých druhou nejpočetnější skupinu (23,39 % a 14,51 %).

Třetí nejpočetnější skupinu tvořili chrostíci (1,75 a 3,46 %) zastoupené dravým a acidotolerantním druhem *Plectrocnemia conspersa* z čeledi Polycentropodidae a schránkatými chrostíky z čeledi Limnephilidae (*Limnephilus centralis* a rod *Micropterna*). Až čtvrtou nejpočetnější skupinou byly pošvatky (0,58 a 1,56 %) zastoupené především čeledí Nemouridae s druhy *Nemurella picteti* a *Nemoura cambrica* a pouze v únoru byl přítomen druh *Leuctra nigra* z čeledi Leuctridae. Pošvatky se v tomto období (prosinec 2009 a únor 2010) vyskytly v nejnižších abundancích za celé sledované období 2009-2012 (obrázek č.5).

Z ostatních zástupců makrozoobentosu byli přítomni ještě brouci (0,78 % a 0,45 %) zastoupení druhy *Agabus guttatus* a *Hydroporus ferrugineus* z čeledi Dytiscidae. Jen v prosinci byla přítomna ploštice *Velia caprai* z čeledi Veliidae a v únoru se navíc objevila dravá střechatka *Sialis fuliginosa* z čeledi Sialidae.

Litavka-hlavní

Celkově jsem v zimním období zaznamenal zhruba dvakrát vyšší abundanci makrozoobentosu na lokalitě LH oproti lokalitě LK (1348 jedinců v prosinci a 1732 jedinců v únoru – obrázek č.7). I na této lokalitě jsem v zimním období zaznamenal nejnižší diverzitu za celé sledované období 2009-2012: 22 taxonů v prosinci a 18 taxonů v únoru (tabulka č.3).

Na lokalitě LH při zimních odběrech (prosinec 2009 a únor 2010) dominovaly pošvatky (66,1 % a 71,07 %), zastoupené především druhy *Leuctra nigra* z čeledi Leuctridae a *Nemurella picteti* a *Protonemura auberti* z čeledi Nemouridae. Z této čeledi se v únoru objevil i rod *Amphinemura*. Dále byla přítomna v malých abundancích pravidelně se vyskytující dravá pošvatka *Diura bicaudata* (0,89 % a 0,35 %) z čeledi Perlodidae. Ze vzácněji se vyskytujících pošvatek byl přítomen druh *Leuctra major* z čeledi Leuctridae a v prosinci zimní druh *Capnia bifrons* z čeledi Capniidae.

Druhou nejpočetnější skupinou byli na této lokalitě dvoukřídli (24,63 % a 23,38 %), kteří naopak dominovali na lokalitě LK. I zde však tuto skupinu zastupovali převážně jedinci z čeledi Chironomidae (20,62 % a 19,98 %). Ostatní čeledě tvořili maximálně 3,12 %, a to zejména čeleď Simuliidae. Za zmínku stojí především výskyt rodů *Dicranota* a *Dixa*, které se na lokalitě LK nevyskytovaly. Zejména rod *Dixa* je považován za málo acidotolerantní.

Na rozdíl od lokality LK se na lokalitě LH vyskytovaly jepice (2,08 % a 2,25 %), v zimním období zastoupeny jen druhem *Leptophlebia marginata* z čeledi Leptophlebiidae. Přibližně stejně početnou skupinu jako jepice tvořili i chrostíci (3,41 % a 2,42 %). Z neschránkatých dravých chrostíků byl v zimních měsících početnější druh *Plectrocnemia conspersa* z čeledi Polycentropodidae, následován méně acidotolerantním rodem *Rhyacophila* z čeledi Rhyacophilidae. Ze schránkatých chrostíků byli přítomni jen zástupci z čeledi Limnephilidae (1,26 % a 1,5 %) s druhem *Potamophylax nigricornis* a s méně acidotolerantním druhem *Drusus annulatus*.

Máloštětinatci se vyskytovali v nižších početnostech (3,34 % a 0,69 %) než na lokalitě LK. Brouci byli zastoupeni ve velmi nízkých abundancích (0,37 % a 0,17 %) rody *Hydraena* a *Limnebius* z čeledi Hydraenidae, druhem *Agabus guttatus* z čeledi Dytiscidae a druhem *Anacaena globulus* z čeledi Hydrophilidae. Pouze v prosinci byla přítomna ploštice *Velia caprai*. Zajímavým nálezem na lokalitě LH byla buchanka *Megacyclops viridis*, jedná se však o zástupce zooplanktonu a pocházejícího z nějakého klidnějšího úseku toku.

5.2.2. Jarní odběry (březen a duben 2010)

Litavka-krmelec

V březnu jsem zaznamenal vůbec nejnižší abundanci makrozoobentosu za celé sledované období (326 jedinců) a i v dubnu byla abundance podobně nízká (557 jedinců) jako v zimních měsících (obrázek č.7). Diverzita však byla vyšší než v zimních vzorcích: 15 taxonů v březnu, 19 taxonů v dubnu (tabulka č.2).

Dvoukřídli na jaře (březen a duben 2010) nadále tvořili dominantní složku společenstva (63,8 % a 65,53 %), opět s převahou zástupců čeledi Chironomidae (58,59 % a 63,2 %), ale byl zde patrný postupný rozvoj v abundanci čeledi Simuliidae (1,23 % a 2,15 %). V nízkých abundancích byly zastoupeny čeledě Limoniidae, Ceratopogonidae, Pediciidae (rod *Pedicia*) a Empididae (rod *Wiedemannia*). Druhou nejpočetnější skupinou byli stejně jako v zimě máloštětinatci (27,61 % a 19,75 %).

V jarním období přetrvával na lokalitě LK stále nízký počet pošvatek (3,68 % a 8,26 %). Druhové zastoupení bylo podobné jako v zimních měsících, zejména druhy *Nemurella picteti* a *Nemoura cambrica* (Nemouridae), v dubnu se však navíc vyskytli i zástupci rodů *Protonemura* a *Amphinemura*. Pouze v březnu byla přítomna pošvatka *Leuctra nigra* (čeleď Leuctridae). Chrostíci byli nadále v podobných počtech (3,99 % a 4,67 %) jako v zimních měsících zastoupeni druhy *Plectrocnemia conspersa*, *Limnephilus centralis* a rodem *Micropterna*. Nově se pak objevil druh *Limnephilus coenosus* a rod *Stenophylax* z čeledi Limnephilidae. V dubnu jsem navíc zaznamenal ojedinělý nález malého jedince méně acidotolerantního dravého chrostíka rodu *Rhyacophila*. To by mohl být náznak počáteční fáze zotavování společenstva makrozoobentosu u tohoto silně acidifikovaného toku.

Brouci (0,92 % a 1,62 %) byli v březnu zastoupeni pouze larvami rodů *Anacaena* a *Crenitis* z čeledi Hydrophilidae, kteří se v zimních měsících na lokalitě LK nevyskytovali. V dubnu pak byli přítomni *Agabus guttatus*, *Hydroporus* sp. (nalezení i v zimním období), *Deronectes platynotus* z čeledi Dytiscidae a *Anacaena globulus* z čeledi Hydrophilidae. Střechatka *Sialis fuliginosa* byla po únorovém nálezu znovu zaznamenána až v dubnu.. Vodní plošnice se oproti zimě v jarních vzorcích nevyskytly.

Litavka-hlavní

I na této lokalitě jsem v březnu zaznamenal nejnižší abundanci makrozoobentosu za celé sledované období 2009-2012 (640 jedinců), ale naopak v dubnu zde byla absolutně nejvyšší abundance (3838 jedinců) v tomto období (obrázek č.7). Diverzita byla oproti zimnímu období vyšší (23 taxonů v březnu a 29 taxonů v dubnu, což je zároveň maximální počet taxonů na této lokalitě – tabulka č.3).

Na jaře (březen a duben 2010) na lokalitě LH opět dominovaly pošvatky (57,66 % v březnu) s výraznějším nárůstem v početnosti v dubnu (73,97 %). Ve vysokých abundancích byl přítomny druhy *Protonemura auberti* (19,84 % a 12,38 %), *Nemurella picteti* (17,34 % a 13,47 %) a *Leuctra nigra* (12,03 % a 10,4 %), následovány postupně druhem *Amphinemura standfussi* s jeho výrazným nárůstem v početnosti v dubnu (2,97 % a 22,69 %). V nižších

početnostech byla stále přítomna dravá pošvatka *Diura bicaudata* (0,31 % a 0,18 %). Ze vzácněji se vyskytujících druhů se pravidelně vyskytovala *Leuctra major* a jen v dubnu se objevily v zimě nepřítomné druhy: *Leuctra teriolensis*, *Nemoura cambrica* a *Nemoura marginata*.

Druhou nejpočetnější skupinou byli opět dvoukřídlí (23,75 % a 22,33 %), u kterých znovu dominovala čeleď Chironomidae (19,38 % a 15,27 %) následováni čeledí Simuliidae (3,28 % a 6,59 %). Pravidelně byly přítomny čeledě Limoniidae, Ceratopogonidae a rod *Pedicia*. Ojediněle se vyskytli zástupci čeledi Empididae a méně acidotolerantní rody *Dicranota* a *Dixa*.

Jepice (3,13 % a 0,91 %) a chrostíci (3,13 % a 1,54 %) tvořili společně třetí až čtvrtou nejpočetnější skupinu. Z jepic se kromě pravidelně se vyskytujícího druhu *Leptophlebia marginata* poprvé za celou dobu sledování (od roku 2005) objevil i rod *Siphonurus*, jenž je považován za poměrně acidosenzitivního zástupce jepic. Chrostíci byli zastoupeni neschránkatým a dravým druhem *Plectrocnemia conspersa* a rodem *Rhyacophila* a ze schránkatých chrostíků byl přítomen rod *Potamophylax* a v dubnu se nově objevil rod *Chaetopteryx*.

Z ostatních skupin makrozoobentosu byli ještě ve vyšších abundancích přítomni máloštětinatci (10,94 % a 0,91 %). Brouci (1,25 % a 0,26 %) byli zastoupeni především druhy *Agabus guttatus* a *Anacaena globulus*, které se vyskytovaly i v zimě. V březnu jsem zaznamenal ojedinělý výskyt v zimě přítomného rodu *Hydraena*. Nově se objevili rody *Crenitis* (čeleď Hydrophilidae), *Elmis* a *Limnius* (oba čeledě Elmidae). Oba zástupci z čeledi Elmidae jsou považováni za méně acidotolerantní. Vodní plošnice se podobně jako na lokalitě LK nevyskytly na jaře ani na lokalitě LH. Z měkkýšů se začal pravidelně vyskytovat mlž *Pisidium casertanum* (0,16 % a 0,05 %), který se v zimě nevyskytoval. V dubnu jsem znovu zaznamenal zástupce zooplanktonu zastoupeného opět buchankou *Megacyclops viridis*.

5.2.3. Letní odběry (červen, červenec, srpen 2010)

Litavka-krmelec

V červenci jsem na lokalitě LK zaznamenal nejvyšší abundanci makrozoobentosu za celé sledované období 2009-2012 (4173 jedinců) a to především díky čeledi Chironomidae. Celková abundance byla vysoká i v červnu (2281 jedinců) a v srpnu (3338 jedinců) (obrázek č.7). Diverzita byla v letních měsících na lokalitě LK již také poměrně vysoká (23, 30 a 28 taxonů – tabulka č.2).

V létě 2010 (červen, červenec a srpen) byly poprvé na lokalitě LK nejpočetnější skupinou pošvatky (67,65 %, 9,66 % a 8,15 %), ovšem jen v červnu. Tato skutečnost byla zapříčiněna masivním nárůstem v početnosti pošvatky *Amphinemura sulcicollis* (62,07 % v červnu). V červenci a v srpnu se však početnost tohoto druhu výrazně snižovala (8,89 % a 1,44 %). V nízkých abundancích se stále vyskytovaly druhy *Nemurella picteti* (maximálně 4,43 %) a *Leuctra nigra* (maximálně 0,51 %) a rod *Protonemura* byl přítomen jen v červnu. Na lokalitě LK se však vůbec poprvé v historii od počátku sledování (v roce 1999) objevila dravá pošvatka *Diura bicaudata* (čeleď Perlodidae). Nález této méně acidotolerantní pošvatky je jasným důkazem, že na silně acidifikované lokalitě LK započalo zotavování společenstva makrozoobentosu z acidifikace.

Druhou nejpočetnější skupinou v červnu a první nejpočetnější skupinou v červenci a v srpnu byli zástupci dvoukřídlého hmyzu (23,85 %, 82,84 % a 81,22 %). Čeleď Chironomidae tvořila stále dominantní složku dvoukřídlých (20,12 %, 81 % a 79,24 %), naopak čeleď Simuliidae byla přítomna jen v červnu (2,54 % včetně stádií kukly). Stále se pravidelně vyskytovali zástupci čeledí Limoniidae, Ceratopogonidae a Empididae (zastoupenou rody *Hemerodromia* a *Chelifera*). V létě se dále začali pravidelně objevovat zástupci čeledě Tabanidae, kteří se předtím vyskytli na lokalitě LK ojediněle jen v zimě. Ojediněle jsem zaznamenal zástupce čeledí Syrphidae (pravděpodobně rod *Helophilus*), Culicidae (rod *Culiseta*) a Rhagionidae.

Třetí nejpočetnější skupinou byli máloštětinatci (6,14 %, 3,83 % a 4,19 %). Čtvrtou a pátou nejpočetnější skupinu tvořili brouci (1,53 %, 2,95 % a 2,34 %) a chrostíci (0,79 %, 0,58 % a 3,71 %). Brouci byli pravidelně zastoupeni druhy *Anacaena globulus*, *Hydroporus ferrugineus*, *Agabus guttatus*, *Deronectes platynotus*. Oproti zimnímu a jarnímu období se nově začali pravidelně vyskytovat zástupci druhu *Agabus strumii* (čeleď Dytiscidae) a rodů *Helophorus* (čeleď Helophoridae) a *Gyrinus* (čeleď Gyrinidae). Ojediněle jsem zaznamenal zástupce čeledí Hydrophilidae (*Anacaena lutescens* a *Crenitis punctatostriata*) a Elmidae (*Oulimnius tuberculatus*). Výskyt druhu *Crenitis punctatostriata* je zajímavý, neboť je považován za striktně řašelinný druh (M.Fikáček, osobní sdělení). Z chrostíků byli přítomni obvyklí zástupci *Plectrocnemia conspersa*, *Limnephilus coenosus*, *Limnephilus centralis* a *Micropterna* sp..

Z ostatních zástupců makrozoobentosu se zde začaly v menších abundancích objevovat i vodní ploštice (0,04 %, 0,14 % a 0,39 %): pravidelně druhy *Gerris thoracicus* (čeleď Gerridae) a od července *Notonecta glauca* (čeleď Notonectidae). Ojediněle jsem zaznamenal zástupce čeledí Veliidae, Mesoveliidae a Corixidae (*Sigara striata* a *Callicorixa*

praeusta). V srpnu se zde navíc poprvé v rámci sledovaného období objevily vážky zastoupené jen malými jedinci z čeledi Calopterygidae (0,09 %). Střechatky jsem oproti předchozím dvěma obdobím v letních měsících na lokalitě LK vůbec nezaznamenal.

Litavka-hlavní

Celkově byla abundance makrozoobentosu vysoká hlavně v červenci (2884 jedinců). V červnu jsem zaznamenal celkem 1648 jedinců a v srpnu 1001 jedinců (obrázek č.7). Diverzita byla poměrně vysoká (24, 29 a 24 taxonů – tabulka č.3). Ve sledovaném období 2009-2012 byl na lokalitě LH červencový vzorek spolu s dubnovým vzorkem s 29 zaznamenanými taxony vůbec taxonomicky nejbohatším.

Nejpočetnější skupinou v létě (červen, červenec a srpen 2010) na lokalitě LH zůstávaly stále pošvatky (70,33 %, 68,59 % a 54,7 %) zastoupené především druhy *Leuctra nigra*, *Nemurella picteti*, *Protonemura auberti* a rodem *Amphinemura* zastoupeným v červnu druhem *A.standfussi* a od července druhem *A.sulcicollis*. *Amphinemura standfussi* byla navíc potvrzena i imagem (J.Špaček, osobní sdělení). V nižších abundancích se vyskytovala dravá pošvatka *Diura bicaudata* (0,67 %, 1,04 % a 0,6 %). Vzácněji zastoupené druhy reprezentovala stále *Leuctra major*, která byla později nahrazena druhem *Leuctra pseudocingulata* a *Leuctra pseudosignifera*.

Dvoukřídlý hmyz tvořil v letních měsících na lokalitě LH stále druhou nejpočetnější skupinu (23,12 %, 25,59 % a 34,6 %), z nichž převažovaly čeledě Chironomidae (14,92 %, 12,1 % a 16,2 %) a Simuliidae (7,4 %, 13,03 % a 17,6 %). Pravidelněji byli přítomni zástupci čeledí Limoniidae a Ceratopogonidae, rodu *Pedicia* a dvou méně acidotolerantních rodů *Dicranota* a *Dixa*. Ojediněle jsem zaznamenal dříve nepřítomné čeledi Cecidomyiidae a Tipulidae.

Třetí nejpočetnější skupinou byli chrostíci (3,28 %, 3,81 % a 5,5 %). Z nich se pravidelně vyskytoval druh *Plectrocnemia conspersa* a nově i druh *Chaetopteryx villosa* z čeledi Limnephilidae. V červnu jsem zaznamenal larvu rodu *Rhyacophila* a v červenci jsem zaznamenal kuklu druhu *Rhyacophila polonica* (pravděpodobně všechny výše zmíněné larvy rodu *Rhyacophila* patří do tohoto druhu). Navíc se nově začali objevovat zástupci čeledí Sericostomatidae (*Sericostoma* sp.) a Leptoceridae, kteří se v zimě ani na jaře na lokalitě LH nevyskytovali.

Z jepic (0,91 %, 0,31 % a 0,6 %) byl v červnu přítomný druh *Siphonurus aestivalis* a od července druh *Siphonurus lacustris* z čeledi Siphonuridae. V červenci se navíc objevil druh *Baetis vernus* z čeledi Baetidae. Všechny 3 nalezené druhy jsou řazeny mezi poměrně

acidosenzitivní zástupce a na lokalitě LH se vyskytly vůbec poprvé od počátku sledování v roce 2005. Přítomnost těchto druhů jasně naznačuje proces zotavování společenstva makrozoobentosu z acidifikace i na této slabě acidifikované lokalitě. Poměrně acidotolerantní jepice *Leptophlebia marginata* byla přítomna jen do července.

Brouci (0,61 %, 1,14 % a 1,7 %) byli zastoupeni především druhy *Anacaena globulus* a *Agabus guttatus*. Nově byly také přítomny rody *Helophorus* (čeleď Helophoridae) a *Hydroporus* (čeleď Dytiscidae), které se na této lokalitě v zimním ani v jarním období nevyskytly. V podobných početnostech jako brouci byli na lokalitě LH přítomni i máloštětinatci (1,52 %, 0,35 % a 1,5 %), jejichž abundance však byly nižší v porovnání s lokalitou LK. Měkkýši byli pravidelně zastoupeni opět druhem *Pisidium casertanum* (0,18 %, 0,17 % a 1,4 %). Z ploštic jsem zaznamenal jen ojedinělé nálezy čeledí Veliidae a Mesoveliidae.

5.2.4. Podzimní odběry (září, říjen, listopad 2010)

Litavka-krmelec

Abundance makrozoobentosu byla na podzim ještě poměrně vysoká (2359, 2975 a 1710 jedinců) (obrázek č.7). V podzimních vzorcích jsem zaznamenal na lokalitě LK nejvyšší diverzitu za celé sledované období 2009-2012 s absolutním maximem v říjnu (30, 31 a 25 taxonů – tabulka č.2).

I na podzim (září, říjen a listopad 2010) byli nejpočetnější skupinou dvoukřídlí (62,78 %, 61,14 % a 62,75 %). Opět dominovala čeleď Chironomidae (61,81 %, 60,2 % a 58,71 %). Pravidelně se vyskytovali zástupci čeledí Limoniidae, Ceratopogonidae, Tabanidae a rod *Pedicia* a oproti letnímu období se pravidelně začala vyskytovat také čeleď Simuliidae. Ojediněle jsem zaznamenal rod *Wiedemannia* (čeleď Empididae) a poprvé na této lokalitě rod *Hydraelia* (čeleď Ephydriidae).

Pošvatky (24,46 %, 26,62 % a 26,14 %) byly znovu druhou nejpočetnější skupinou na lokalitě LK. Z nich dominovali zejména *Nemurella picteti* (7,33 %, 14,12 % a 14,62 %) a *Leuctra nigra* (2,46 %, 4,87 % a 6,49 %). Dále byly přítomny *Nemoura cambrica* a jen v září *Protonemura* sp. a dravá a méně acidotolerantní *Diura bicaudata*, která se tak na lokalitě LK vyskytla ve 3 odběrech jdoucích po sobě, což jasně dokazuje počáteční fázi zotavování společenstva makrozoobentosu na této silně acidifikované lokalitě. V listopadu jsem zaznamenal ojedinělé nálezy druhů *Nemoura uncinata* a *Leuctra autumnalis*, které se vyskytly na této lokalitě vůbec poprvé.

Třetí nejpočetnější skupinu představovali chrostíci (7,29 %, 8,4 % a 7,78 %). Ti byli zastoupeni především druhem *Plectrocnemia conspersa* (5,55 %, 7,36 % a 6,2 %). Pravidelně se ještě vyskytovaly druhy *Limnephilus centralis* a *Limnephilus coenosus* a rod *Micropterna*. Poprvé se na této lokalitě vyskytnul rašelinný druh *Oligotricha striata* z čeledi Phryganeidae.

Brouci (3,09 %, 2,05 % a 1,11 %) byli zastoupeni pravidelně druhem *Deronectes platynotus*, rodem *Gyrinus* a nově i druhem *Agabus bipustulatus*. Z dalších zástupců byli přítomni *Hydroporus* sp., *Helophorus* sp. a *Anacaena globulus*. Dále jsem zaznamenal ojedinělé nálezy druhu *Scarodytes halensis* (čeleď Dytiscidae) a rodu *Limnebius* (čeleď Hydraenidae) (oba poprvé na této lokalitě).

Máloštětinatci byli zastoupeni v nižších abundancích než v předchozích obdobích (1,7 %, 1,51 % a 1,75 %). Střechatky zastoupené druhem *Sialis fuliginosa* (0,13 %, 0,03 % a 0,18 %) se oproti předchozím obdobím začaly vyskytovat pravidelně. Z vodních ploštic se pravidelně vyskytovala *Notonecta glauca*. Ojediněle jsem zaznamenal druhy *Callicorixa praeusta*, *Sigara nigrolineata* a *Hesperocorixa sahlbergi* (všechny z čeledi Corixidae) a druh *Velia caprai*. Z vážek se vyskytovali velmi malí jedinci čeledi Calopterygidae a Gomphidae a v říjnu jsem zaznamenal ojedinělý nález většího jedince rodu *Aeschna* z čeledi Aeschnidae.

Litavka-hlavní

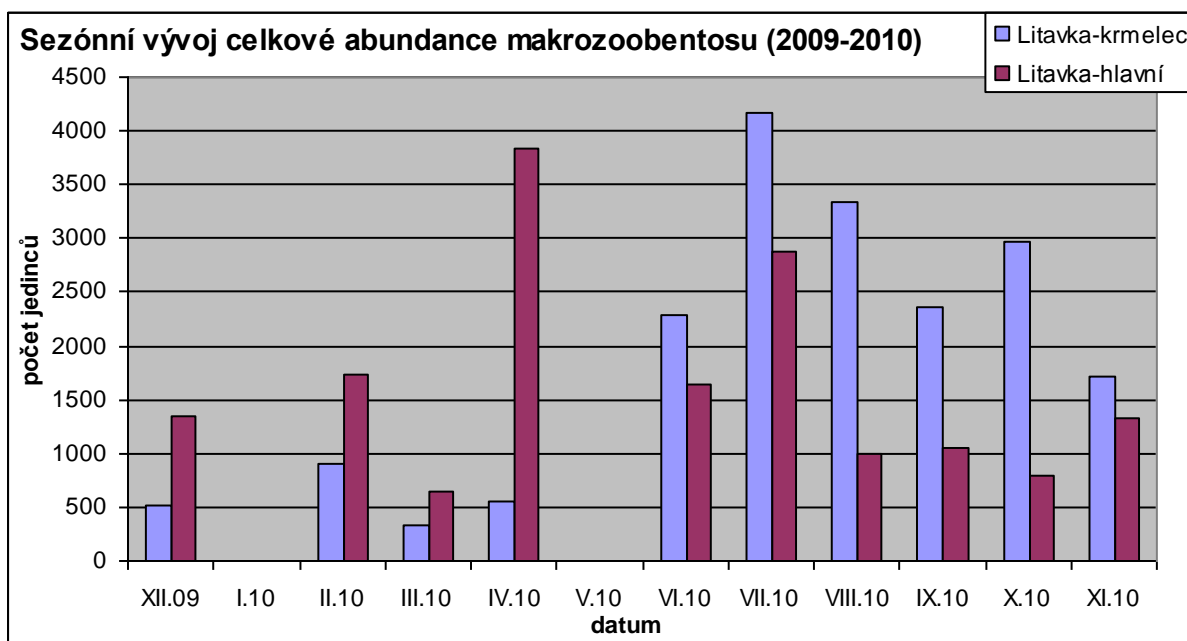
Abundance makrozoobentosu byla v podzimním období poměrně nízká (1048, 799 a 1320 jedinců) (obrázek č.7). Diverzita byla zhruba průměrná v rámci sledovaného období 2009-2012 (22, 23 a 25 taxonů – tabulka č.3).

Nejpočetnější skupinou na lokalitě LH zůstaly i na podzim (září, říjen a listopad 2010) pošvatky (40,94 %, 72,72 % a 80,33 %). Z nich dominovali zejména *Leuctra nigra* (18,32 %, 50,69 % a 35,4 %) a *Nemurella picteti* (10,21 %, 11,26 % a 8,93 %). Dále byly přítomny *Protonemura auberti* (maximálně 10,06 %) a *Diura bicaudata* (maximálně 3,53 %). *Amphinemura sulcicollis* byla už jen přítomna v září. Vzácněji vyskytující se druhy zastupoval pravidelně druh *Leuctra major* a ojediněle byly přítomny druhy *Leuctra pseudocingulata*, *Leuctra autumnalis* a *Leuctra aurita*. Posledně dva zmíněné druhy se na této lokalitě objevili vůbec poprvé a navíc *Leuctra aurita* je považována za acidosenzitivní druh.

Druhou nejpočetnější skupinou (v září přechodně první nejpočetnější skupinou) zůstávali dvoukřídli (43,89 %, 15,14 % a 10,74 %), z nichž stále převažovaly čeledě Chironomidae (17,08 %, 10,76 % a 6,35 %) a Simuliidae (25,76 %, 4,01 % a 3,03 %). Pravidelně se vyskytovali zástupci čeledě Limoniidae a méně acidotolerantní rody *Dicranota* a *Dixa*. Ojediněle byl přítomen rod *Pedicia* a zástupce čeledi Ceratopogonidae.

Chrostíci (10,11 %, 8,01 % a 6,2 %) tvořili třetí nejpočetnější skupinu. Pravidelně se opět vyskytovala dravá *Plectrocnemia conspersa* a herbivorní druhy *Chaetopteryx villosa*, *Potamophylax nigricornis* a rod *Limnephilus*. V listopadu jsem zaznamenal ojedinělý nález druhu *Parachiona picicornis* (čeleď Limnephilidae), který se na lokalitě LH vyskytl vůbec poprvé od počátku sledování v roce 2005. V září byl ještě přítomen rod *Sericostoma* a poprvé za celou sezónu 2009/2010 se v malých počtostech začali pravidelně vyskytovat zástupci čeledí Hydroptilidae a Leptoceridae.

Početnost máloštětinatců byla podobně jako v předchozích obdobích na lokalitě LH poměrně nízká (2,39 %, 2,5 % a 1,13 %). Z brouků (1,62 %, 1 % a 1,06 %) se pravidelně vyskytovali *Agabus guttatus* a *Anacaena globulus* a oproti předchozímu období i rod *Limnebius*. Ojediněle byli přítomni *Helophorus* sp., *Hydroporus* sp., *Elmis* sp. a poprvé v celé sezóně 2009/2010 se na lokalitě LH objevila *Anacaena lutescens*. Jepice (0,1 %, 0,25 % a 0,3 %) byly zastoupeny jen malými jedinci z čeledi Leptophlebiidae. Z měkkýšů se stále pravidelně vyskytoval druh *Pisidium casertanum* (0,95 %, 0,38 % a 0,23 %). Zástupci vodních ploštic v podzimních vzorcích oproti letnímu období přítomni nebyli.



Obrázek č.7: Sezónní vývoj celkové abundance makrozoobentosu (prosinec 2009 – listopad 2010). V lednu a v květnu 2010 odběry makrozoobentosu nebyly provedeny, i když je z tabulky č.1 patrné, že byl makrozoobentos odebírán v přibližně čtyř- až pěti-týdenních intervalech.

Tabulka č.2: Počet taxonů makrozoobentosu při jednotlivých odběrech – Litavka-krmelec (prosinec 2009 – říjen 2012).

Litavka-krmelec	XII-09	II-10	III-10	IV-10	VI-10	VII-10	VIII-10	IX-10	X-10	XI-10	IV-11	X-11	X-12
Trichoptera	3	3	3	6	3	3	4	5	5	4	2	4	2
Plecoptera	1	3	3	4	5	4	4	5	3	5	3	2	2
Diptera ¹	4	4	6	3	7	7	6	5	8	7	8	5	6
Coleoptera	2	2	2	4	6	11	8	8	9	3	6	8	6
Megaloptera	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Heteroptera	1	0	0	0	1	4	4	3	2	3	2	2	2
Odonata	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	0	0	1
Oligochaeta ²	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Celkem	12	14	15	19	23	30	28	30	31	25	23	23	21

¹ Diptera byla revidována jen částečně, některé čeledi nebyly blíže determinovány a například jen u čeledi Chironomidae lze dle předchozího výzkumu na této lokalitě (Horecký, 2003) předpokládat průměrně 7-8 taxonů navíc. ² Oligochaeta nebyla blíže determinována.

Tabulka č.3: Počet taxonů makrozoobentosu při jednotlivých odběrech – Litavka-hlavní (prosinec 2009 – říjen 2012).

Litavka-hlavní	XII-09	II-10	III-10	IV-10	VI-10	VII-10	VIII-10	IX-10	X-10	XI-10	IV-11	X-11	X-12
Ephemeroptera	1	1	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1
Trichoptera	5	3	3	4	4	4	3	5	6	5	4	5	7
Plecoptera	6	6	6	9	6	7	7	5	4	8	7	9	5
Diptera ¹	6	5	6	7	5	8	7	6	5	5	5	5	7
Coleoptera	2	2	4	4	4	4	4	3	5	4	5	4	3
Heteroptera	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	2	0	0
Mollusca	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Oligochaeta ²	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Celkem	22	18	23	29	24	29	24	22	23	25	26	26	26

¹ Diptera byla revidována jen částečně, některé čeledi nebyly blíže determinovány a například jen u čeledi Chironomidae lze předpokládat více taxonů, byť z této lokality přesnější historická data o složení této čeledi chybí. ² Oligochaeta nebyla blíže determinována.

5.3. Doplnující výzkum v letech 2011-2012

V sezóně 2011 proběhly odběry makrozoobentosu na jaře a na podzim a v roce 2012 byl makrozoobentos odebrán jen na podzim. Jelikož tyto vzorky mohou přinést užitečnou informaci k dokreslení vývoje a složení společenstva makrozoobentosu, tak jsem je zařadil také do výsledků. Vzhledem k tomu, že se jedná pouze o doplňující odběry, tak zde uvádím jen ty druhy, které se během sezónního výzkumu nevyskytly (označeny ⁺ v tabulce č.5). Případně jsem uvedl nejzajímavější druhy, které se při sezónním výzkumu objevily a naopak při doplňujících odběrech přítomny nebyly.

5.3.1. Litavka-krmelec

Na lokalitě LK jsem při doplňujících odběrech v letech 2011-2012 oproti sezóně 2009/2010 nově našel jen zástupce brouků. Jednalo se o středně velký druh *Rhantus suturalis* a malý druh *Oreodytes sanmarkii* (oba z čeledi Dytiscidae). Dále jsem zaznamenal druhy *Noterus clavicornis* (čeleď Noteridae) a *Hydrobius fuscipes* (čeleď Hydrophilidae). Ve všech případech se jednalo o ojedinělé nálezy.

Naopak během doplňujících odběrů jsem zde nezaznamenal méně acidotolerantní zástupce: chrostíka *Rhyacophila* sp. ani pošvatku *Diura bicaudata*. Oba zástupce jsem při sezónním výzkumu na této lokalitě zaznamenal.

5.3.2. Litavka-hlavní

Na lokalitě LH byli při doplňujících odběrech v letech 2011-2012 oproti sezóně 2009/2010 nově přítomni chrostíci *Wormaldia occipitalis* (čeleď Philopotamidae), jenž je považován za méně acidotolerantní druh, a *Limnephilus centralis* a *Micropterna* sp. (oba čeledi Limnephilidae). Oba zmínění zástupci z čeledi Limnephilidae se běžně vyskytují na lokalitě LK. Z brouků jsem zaznamenal nově druh *Ilybius chalconatus* a z vodních ploštic se nově objevil druh *Aquarius paludum*. Nejzajímavějším objevem byl však bezesporu výskyt blešivce *Gammarus* sp. v říjnu 2012. Jednalo se sice o velmi malého jedince tohoto korýše, nicméně korýši jsou obecně považováni za velmi acidosenzitivní skupinu. Tento fakt jasně naznačuje zotavování společenstva makrozoobentosu i na této slabě acidifikované lokalitě.

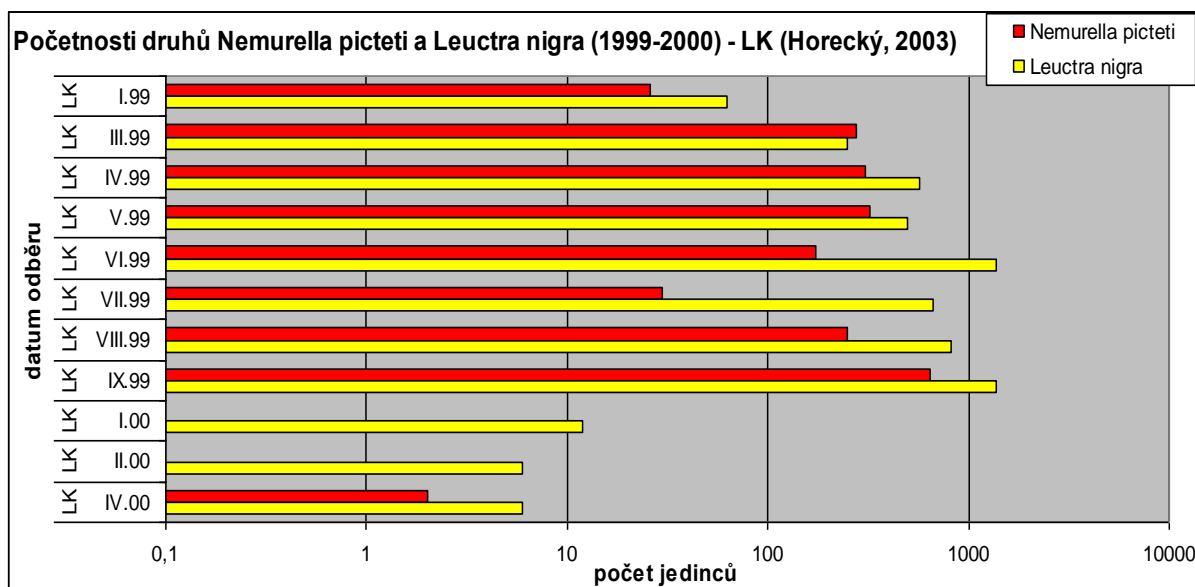
Naopak během doplňujících odběrů jsem oproti sezónnímu výzkumu zde nezaznamenal žádnou více acidosenzitivní jepici (konkrétně druhy *Siphonurus aestivalis*, *Siphonurus lacustris* a *Baetis vernus*).

5.4. Srovnání s předchozími výzkumy

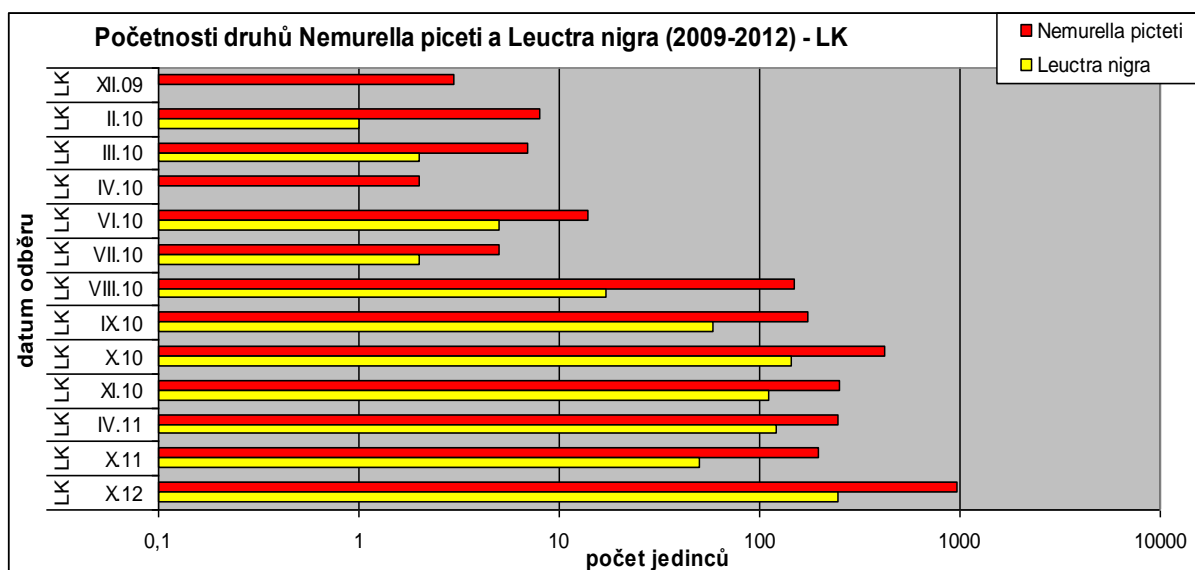
V porovnání s předchozím výzkumem na lokalitě LK (Horecký, 2003) jsem zaznamenal některé podobnosti, ale i řadu odlišností. Podobný byl zejména sezónní vývoj v celkové diverzitě. V mém případě (sezóna 2009/2010) i v případě Horeckého (2003) (sezóna 1999/2000) byla zaznamenána nízká diverzita v zimním období a poměrně vysoká diverzita v letním období (tabulky č.2 a č.4). Nicméně v sezóně 2009/2010 jsem oproti sezóně 1999/2000 zaznamenal vyšší maximální diverzitu, a to jsem ani blíže nedeterminoval čeleď Chironomidae, u které zaznamenal Horecký (2003) průměrně 7-8 taxonů.

V podobných abundancích se na lokalitě LK při obou výzkumech (1999/2000 a 2009/2010) vyskytovali běžní a acidotolerantní zástupci pošvatek *Nemurella picteti* a *Leuctra nigra*, chrostíka *Plectrocnemia conspersa* a brouků rodů *Agabus* a *Hydroporus*. Nicméně

v případě obou druhů pošvatek jsem zaznamenal rozdíl v jejich vzájemném poměru. Zatímco v sezóně 1999/2000 dominoval druh *Leuctra nigra* nad druhem *Nemurella picteti* (obrázek č.8), v sezóně 2009/2010 naopak dominoval druh *Nemurella picteti* nad druhem *Leuctra nigra* (obrázek č.9). Také u chrostíků a brouků byl rozdíl, a to především v diverzitě. V sezóně 2009/2010 jsem zaznamenal více druhů chrostíků a výrazně více druhů brouků (nově nalezené druhy, resp. rody, oproti předchozímu výzkumu jsou označeny * v tabulce č.5).



Obrázek č.8: Rozdíl v abundancích druhů pošvatek *Nemurella picteti* a *Leuctra nigra* na lokalitě Litavka-krmelec v letech 1999-2000 (Horecký, 2003). (logaritmické měřítko jsem použil z důvodu velkého rozpětí v abundancích obou druhů a pro zvýraznění rozdílů i u velmi nízkých abundancí v některých obdobích)



Obrázek č.9: Rozdíl v abundancích druhů pošvatek *Nemurella picteti* a *Leuctra nigra* na lokalitě Litavka-krmelec v letech 2009-2012. (logaritmické měřítko jsem použil z důvodu velkého rozpětí v abundancích obou druhů a pro zvýraznění rozdílů i u velmi nízkých abundancí v některých obdobích)

Z dalších rozdílů stojí ještě za zmínku velmi nízké abundace střechatky *Sialis fuliginosa* v sezóně 2009/2010, která byla na lokalitě LK v sezóně 1999/2000 zaznamenána v poměrně vysokých abundancích (Horecký, 2003). Dále jsem oproti sezóně 1999/2000 zaznamenal více taxonů u vážek (nově čeledi Calopterygidae a Gomphidae) a objevovaly se i v předchozím výzkumu nepřítomné vodní plošnice.

Na lokalitě LH před intenzivním výzkumem v sezóně 2009/2010 neproběhl žádný intenzivní sezónní výzkum. Takže u této lokality mohu porovnávat jen druhové složení makrozoobentosu s méně intenzivním výzkumem, který zde proběhl v letech 2005-2006 (Rucki, 2007).

Druhy označené * v tabulce č.5 se na jedné z lokalit nebo na obou lokalitách zároveň (LK a LH) vyskytly nově až během výzkumu v letech 2009-2012. Naopak zde několik druhů (resp. rodů) v porovnání s předchozími výzkumy (Horecký, 2003; Rucki, 2007) chybělo. Nenalezl jsem například žádné zástupce třídy Turbellaria (ploštěnky), která se při předchozích výzkumech na lokalitě LK ojediněle vyskytovala (rod *Dendrocoelum*) (Rucki, 2007). Pravděpodobně to souvisí se způsobem fixace vzorku, jelikož ploštěnky jsou obecně citlivé vůči fixaci vysoce koncentrovaným ethanolem. Dále jsem nenalezl žádného jedince rodu *Cordulegaster* z řádu Odonata (vážky), který se dříve ojediněle vyskytnul na obou lokalitách. Na lokalitě LH jsem nezaznamenal žádného zástupce vážek. Rucki (2007) dále během svého výzkumu na lokalitě LH zaznamenal jepici *Habrophlebia lauta* a chrostíka *Crunoecia irrorata*, které jsem během svého výzkumu v letech 2009-2012 nezaznamenal. Tento fakt by mohl souviset s přesunem místa výše proti proudu po těžbě dřeva v roce 2006 (Rucki, 2007) a ztrátou vhodných habitatů pro tyto druhy. Pravděpodobné důvody těchto rozdílů jsem více okomentoval v Diskusi.

Tabulka č.4: Celková diverzita na lokalitě Litavka-krmelec při jednotlivých odběrech v sezóně 1999/2000. Převzato z Horeckého (2003), zkráceno.

Litavka-krmelec	I-99	III-99	IV-99	V-99	VI-99	VII-99	VIII-99	IX-99	I-00	II-00	IV-00
Celkem taxonů	12	16	19	20	22	19	19	17	13	10	23

Tabulka č.5: Srovnání taxonomického složení makrozoobentosu na obou lokalitách (Litavka-krmelec – LK a Litavka-hlavní – LH) nalezených v letech 2009-2012. V horní části tabulky jsou druhy vyskytující se jen na jedné z lokalit (odlišné druhy), v dolní části tabulky jsou druhy společné pro obě lokality.

		Litavka-krmelec (LK)	Litavka-hlavní (LH)
O D L I Š N É	Ephemeroptera	---	<i>Leptophlebia marginata</i> , <i>Siphonurus aestivalis</i> *, <i>Siphonurus lacustris</i> *, <i>Baetis vernus</i> *
	Trichoptera	<i>Limnephilus coenosus</i> , <i>Stenophylax</i> sp.*, <i>Oligotricha striata</i> *	<i>Rhyacophila polonica</i> , <i>Wormaldia occipitalis</i> * ⁺ , <i>Chaetopteryx villosa</i> , <i>Parachiona picicornis</i> *, <i>Potamophylax nigricornis</i> , <i>Drusus annulatus</i> , <i>Sericostoma</i> sp., <i>Hydroptilidae</i> g.sp., <i>Leptoceridae</i> g.sp.
	Plecoptera	<i>Nemoura uncinata</i> *	<i>Amphinemura standfussi</i> *, <i>Nemoura marginata</i> *, <i>Leuctra major</i> *, <i>Leuctra teriolensis</i> *, <i>Leuctra pseudocingulata</i> , <i>Leuctra pseudosignifera</i> *, <i>Leuctra aurita</i> *, <i>Capnia bifrons</i> *
	Diptera ¹	<i>Chelifera</i> sp., <i>Hemerodromia</i> sp.*, <i>Wiedemannia</i> sp., <i>Hybomitra</i> sp., <i>Rhagio</i> sp., <i>Helophilus</i> sp., <i>Culiseta</i> sp.*, <i>Hydraelia</i> sp.*	<i>Dicranota</i> sp., <i>Dixa</i> sp.*, <i>Cecidomyiidae</i> g.sp.*, <i>Tipulidae</i> g.sp.
	Coleoptera	<i>Agabus bipustulatus</i> , <i>Agabus sturmii</i> *, <i>Agabus paludosus</i> *, <i>Hydroporus ferrugineus</i> , <i>Hydroporus planus</i> *, <i>Deronectes platynotus</i> , <i>Rhantus suturalis</i> * ⁺ , <i>Scarodytes halensis</i> *, <i>Oreodytes sanmarkii</i> * ⁺ , <i>Gyrinus</i> sp.*, <i>Oulimnius tuberculatus</i> *, <i>Noterus clavicornis</i> * ⁺ , <i>Crenitis punctatostrata</i> *, <i>Hydrobius fuscipes</i> * ⁺	<i>Ilybius chalconatus</i> * ⁺ , <i>Hydraena</i> sp. (*LH), <i>Elmis</i> sp.*, <i>Limnius</i> sp.*
	Megaloptera	<i>Sialis fuliginosa</i>	---
	Heteroptera	<i>Sigara striata</i> *, <i>Sigara nigrolineata</i> , <i>Callicorixa praeusta</i> *, <i>Hesperocorixa sahlbergi</i> *, <i>Notonecta glauca</i>	<i>Aquarius paludum</i> * ⁺
	Odonata	<i>Calopteryx</i> sp.*, <i>Aeschna</i> sp., <i>Gomphidae</i> g.sp.*	---
	Mollusca	---	<i>Pisidium casertanum</i>
	Crustacea	---	<i>Gammarus</i> sp.* ⁺
S P O L E Č N É	Trichoptera	<i>Plectrocnemia conspersa</i> , <i>Rhyacophila</i> sp. (*LK), <i>Limnephilus centralis</i> * ⁺ (LH), <i>Micropterna</i> sp. (* ⁺ LH)	
	Plecoptera	<i>Diura bicaudata</i> (*LK), <i>Protonemura auberti</i> , <i>Amphinemura sulcicollis</i> , <i>Nemurella picteti</i> , <i>Nemoura cambrica</i> (*LH), <i>Leuctra nigra</i> , <i>Leuctra autumnalis</i> *	
	Diptera ¹	<i>Chironomidae</i> g.sp., <i>Simuliidae</i> g.sp., <i>Ceratopogonidae</i> g.sp., <i>Pedicia</i> sp., <i>Limoniidae</i> g.sp., <i>Empididae</i> g.sp.	
	Coleoptera	<i>Agabus guttatus</i> , <i>Agabus</i> sp.juv., <i>Hydroporus</i> sp. (*LH), <i>Anacaena globulus</i> , <i>Anacaena lutescens</i> (*LH), <i>Crenitis</i> sp.juv.*, <i>Limnebius</i> sp.*, <i>Helophorus</i> sp.	
	Heteroptera	<i>Gerris thoracicus</i> *, <i>Velia caprai</i> , <i>Mesovelgia</i> sp.*	
	Oligochaeta	Oligochaeta g.sp.	

* označuje nový výskyt (případně uvedeno i s lokalitou) v porovnání s Horeckým (2003) a Ruckým (2007).

⁺ označuje výskyt pouze při doplňujících odběrech v letech 2011-2012. ¹ Diptera byla revidována jen částečně.

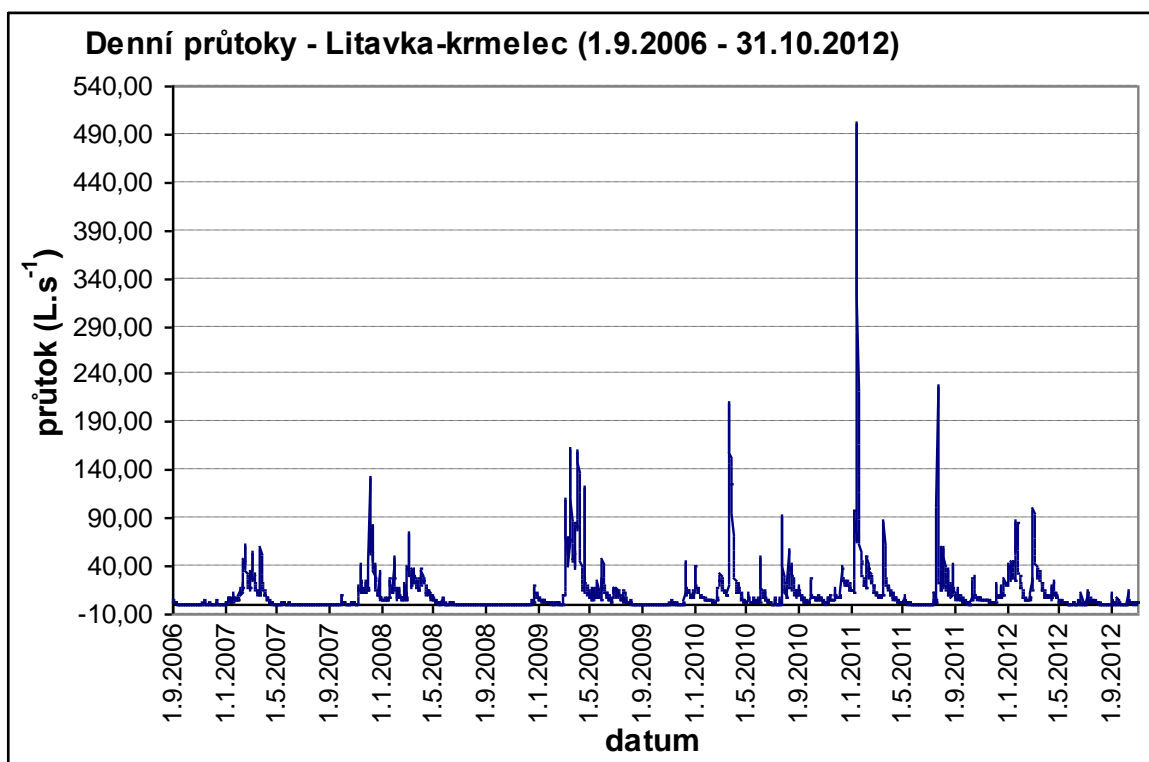
5.5. Hydrologie

Na lokalitě LK dochází často k velkým výkyvům v průtocích vody (obrázek č.10) vzhledem k tomu, že je tato větev Litavky dotována téměř výhradně srážkami. Samotnému

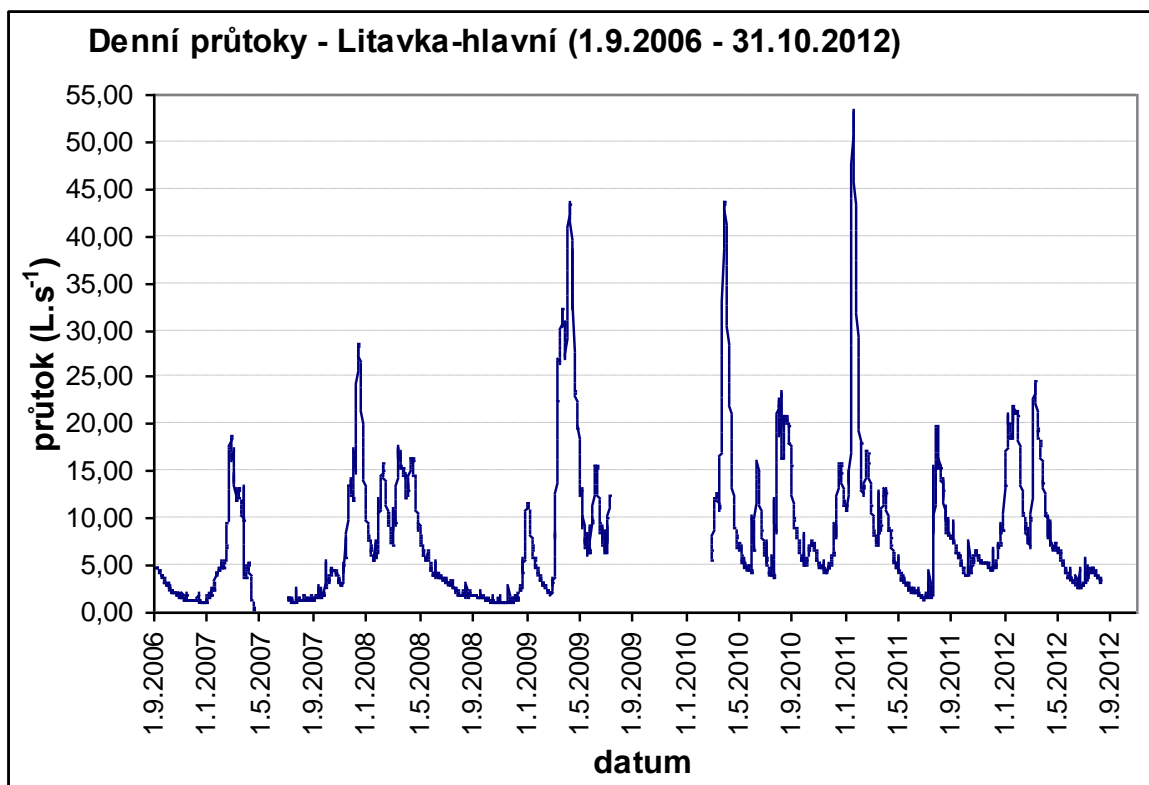
intenzivnímu výzkumu (prosinec 2009 až listopad 2010) předcházelo několikaměsíční období sucha, ke kterému pravidelně docházelo v letních až podzimních měsících i v předchozích letech (období 2006-2009). V průběhu roku 2010, kdy probíhal intenzivní výzkum makrozoobentosu s cílem sledování jeho sezónního vývoje, však k vyschnutí koryta vůbec nedošlo a na konci března 2010 byl při jarním tání zaznamenán vyšší povodňový průtok (až 211 L.s^{-1}). Rok 2011 byl z hydrologického hlediska ještě rozkolísanější: od nulových průtoků v červnu po extrémnější průtoky v lednu (501 L.s^{-1}) a v červenci (229 L.s^{-1}). Rok 2012 byl však v tomto ohledu podobný pravidelným průběhům průtoků jako v letech 2006-2009 (obrázek č.10).

V letech 1999-2002 Horecký (2003) zaznamenal také období sucha i povodňové průtoky dosahujících však maximálně hodnot přesahujících mírně 100 L.s^{-1} .

LH je oproti LK dotována pramenem, tudíž srážky na této lokalitě nemají výrazný vliv a nedochází tak k velkému kolísání vodní hladiny. Nicméně i zde byly zaznamenány vyšší průtoky ve stejném období jako na lokalitě LK. Patrné byly zejména vyšší průtoky v březnu 2010 a v lednu 2011. Naopak červencová povodeň z roku 2011 zaznamenaná na lokalitě LK se na lokalitě LH příliš neprojevila (obrázek č.11).



Obrázek č.10: Graf s denními průtoky vody na lokalitě Litavka-krmelec od počátku současné metody sledování (1.9.2006 – 31.10.2012).



Obrázek č.11: Graf s denními průtoky vody na lokalitě Litavka-hlavní od počátku současné metody sledování (1.9.2006 – 31.10.2012). (pro období květen 2007 až červenec 2007 a červenec 2009 až únor 2010 bohužel data nejsou dostupná z důvodu poruchy měřicího zařízení)

Grafy jsem sestrojil na základě průměrných denních průtoků, které byly vypočítány Mgr. Annou Lamačovou-Benčokovou z aktuálních 5-minutových (v případě LK) až 20-minutových (v případě LH) průtoků (ze systému ALA, <http://teranos.alal.com>). Společně s denními průtoky byly dodány i denní srážkové úhrny, z kterých jsem vypočítal pro pramennou část povodí Litavky za období 1.9.2006 až 1.9.2012 průměrný roční úhrn srážek, jenž činil 905 mm. To je o něco více než uváděný dlouhodobý průměr 700-800 mm (Cílek, 2005) a naznačovalo by to, že se jednalo o srážkově nadprůměrné období.

5.6. Těžba dřeva

Pramenná část povodí Litavky je v oblasti obou lokalit (LH a LK) téměř výhradně pokryta smrkovou monokulturou. Na lokalitě LH je však rozvolněný mladý smrkový porost s občasnými modřínami. V okolí lokality LK, kde donedávna převažovala 80-90 let stará smrková monokultura, proběhla na přelomu let 2009 a 2010 rozsáhlá těžba dřeva. Ta zapříčinila výrazné změny koryta toku vlivem využití těžké těžební techniky. Tato skutečnost mohla dále změnit strukturu habitatů společenstva makrozoobentosu a ovlivnit světelné, teplotní a hydrologické poměry toku (E.Stuchlík, osobní sdělení). Hydrologické poměry byly

ovlivněny evidentně, vzhledem k tomu, že krátce po těžbě dřeva byly v letech 2010-2011 zaznamenány 3 extrémnější povodňové průtoky a celkově byly v tomto období zaznamenány velmi rozkolísané průtoky (obrázek č.10).

6. Diskuse

6.1. Sezónní vývoj, vliv mimořádných událostí na společenstvo makrozoobentosu a porovnání výsledků s předchozím výzkumem – lokalita Litavka-krmelec

Tento intenzivní sezónní výzkum byl proveden na lokalitě LK s cílem zjistit stav společenstva makrozoobentosu po 10 letech a navazuje tak na předchozí intenzivní výzkum z let 1999-2000 (Horecký, 2003). Současně zde byl sledován vliv mimořádných událostí, jakými jsou například sucho, povodně a těžba dřeva, které výrazně ovlivňují společenstvo makrozoobentosu.

Pramenná větev LK je díky absenci hlubšího zdroje vody a z důvodu vysoké závislosti na srážkách obecně charakterizována kolísáním průtoků od 0 L.s-1 po 1200 L.s-1 při extrémních povodních (Hardekopf a kol., 2008). Během výzkumu v letech 1999-2001 byly zaznamenány jak nulové průtoky, tak i povodňové průtoky, které však zřídka přesáhly hodnotu 100 L.s-1 a to především ve všech jarních obdobích (a na podzim roku 1998) (Horecký, 2003). Pravidelné střídání jarních povodní a období sucha bylo patrné až do roku 2009 (obrázek č.10), kdy započala na lokalitě LK těžba dřeva. Ta mohla mít vliv na hydrologicky výjimečný rok 2010 a patrně i na extrémnější povodňové stavy v roce 2011. Nicméně teoreticky se zde mohla projevit i nějaká perioda srážkově bohatšího roku s odstupem 9 – 10 let, neboť i v roce 2001 zde Horecký (2003) a Braciníková (2003) zaznamenali hydrologicky vyrovnanější rok.

Při letošních povodních (červen 2013) zde průtoky dosahovaly dokonce již výše zmíněné maximální hodnoty 1200 L.s-1 (systém ALA, <http://teranos.ala1.com>). Takto extrémní průtoky byly sice způsobeny několik dní trvajícím deštěm, nicméně určitý podíl na tom mohla mít i nižší retenční schopnost otevřeného prostoru po odlesnění.

6.1.1. Zimní období

V zimním období sezóny 2009/2010 byla ve vzorcích z lokality LK zaznamenána nižší abundance makrozoobentosu. Naprosto zde dominovali dvoukřídlí s čeledí Chironomidae a máloštětinatci. Naopak početnost pošvatek, chrostíků a brouků byla na velmi nízké úrovni. Tento fakt byl pravděpodobně způsoben déle trvajícím obdobím sucha v létě a na podzim

2009, tedy těsně před počátkem intenzivního sledování vývoje makrozoobentosu. Negativní vliv sucha na společenstvo makrozoobentosu je z této lokality zdokumentován již z předchozího intenzivního výzkumu (Horecký, 2003). Navíc na tento stav mohla mít vliv i rozsáhlá těžba dřeva, která zde započala právě v roce 2009. Odlesnění ovlivňuje průtoky a vede ke zvýšené erozi a odnosu jemného materiálu (Křeček a Hořická, 2001), který zanáší koryto toku, což má za následek snížení abundance makrozoobentosu (Yoshimura, 2012).

Porovnáním dosažených výsledků s prvním intenzivním výzkumem z let 1999-2000 (Horecký, 2003) jsem zjistil, že v zimním vzorku byla tehdy ještě nižší abundance makrozoobentosu (176 jedinců) než v zimních vzorcích z přelomu let 2009 a 2010. Nicméně v lednu 1999 převažovaly ve vzorku pošvatky a naopak dvoukřídlých s čeledí Chironomidae a predátorů (zastoupených chrostíkem *Plectrocnemia conspersa*) bylo málo. Podle Horeckého (2003) by za tento rozdíl mohly dva odlišné fenomény: povodeň, která předcházela odběru v lednu 1999 a sucho, které předcházelo odběru v prosinci 2009. Horecký (2003) totiž ve své disertaci uvádí, že povodeň a sucho mají opačný vliv na složení společenstva makrozoobentosu. Sucho málo ovlivňuje predátory (zastoupené např. chrostíkem *Plectrocnemia conspersa*, střechatkou *Sialis fuliginosa*, broukem *Agabus* sp., rody *Wiedemannia*, *Pedicia* a *Dicranota* z dvoukřídlého hmyzu). Povodně naopak vyhovují jejich kořistem (např. drtičům a spásačům z čeledí Leuctridae a Nemouridae – pošvatky a filtrátorům z čeledi Simuliidae – dvoukřídlí), jelikož dochází k odplavení predátorů, kteří vykonávají aktivní pohyb za kořistí. Podobný efekt dokládá i studie z Irska (Feeley a kol., 2012), ve které byl zjištěn malý vliv povodní na početnost a diverzitu pošvatek a naopak velké negativní ovlivnění početnosti a diverzity chrostíků, brouků a dvoukřídlých v důsledku povodní.

Rozdílné působení sucha na predátory a jejich kořist vysvětluje Horecký (2003) zvýšeným predaním tlakem na kořist v důsledku zahuštění prostoru vysychajícího toku. Interakce mezi predátory a jejich kořistí u makrozoobentosu dobře popsali Speirs a kol. (2000). Sucho ovšem může vyvolat i tzv. suchem indukovanou re-acidifikaci (Bowman a kol., 2006), kdy dochází ke zpomalování zotavování společenstva makrozoobentosu z acidifikace, což má negativní dopad na citlivější zástupce makrozoobentosu. Hypotéza „zvýšeného predančního tlaku“ (Horecký, 2003) by však potvrzovala fakt, proč bylo v zimě 2009/2010 přítomno na lokalitě LK tak málo pošvatek a téměř žádní zástupci čeledi Simuliidae po předchozím období sucha. Ovšem proč byl zaznamenán i poměrně nízký počet predátorů zůstává otázkou. Možné vysvětlení bychom mohli najít v těžbě dřeva v okolí lokality LK,

kdy vlivem těžkých těžebních strojů došlo k rozježdění koryta a ke změnám charakteru toku a tím i ke ztrátě vhodných habitatů.

6.1.2. Jarní období

První jarní odběr v roce 2010 byl na lokalitě LK poznamenán povodní způsobenou jarním táním. Proto byla v březnu zaznamenána nejnižší abundance makrozoobentosu za celou dobu intenzivního výzkumu. Negativní vliv povodní na celkovou abundanci makrozoobentosu dokládají i Scrimgeour a Winterbourn (1989) nebo Feeley a kol. (2012). V jarních vzorcích z roku 2010 se vyskytovalo velmi málo predátorů, což je v souladu s Horeckého (2003) domněnkou ohledně negativního vlivu povodní na predátory, respektive na chrostíky, brouky a dvoukřídle obecně (Feeley a kol., 2012). Ojedinělý nález dravého a méně acidotolerantního chrostíka *Rhyacophila* sp. může naznačovat počátek zotavování společenstva makrozoobentosu z acidifikace.

Zajímavý byl ovšem fakt, že i pošvatek bylo při jarních odběrech málo. Hlavní příčinou nízké abundance pošvatek na začátku roku 2010 by mohlo být sucho v předchozím roce. Jarní povodeň tak neměla z hlediska pošvatek výrazný efekt, jelikož se jejich společenstvo pravděpodobně ještě nestihlo zotavit z předchozího období sucha. Stejná situace nastala i ke konci prvního intenzivního výzkumu v zimě a na jaře roku 2000. Tehdy suchý podzim 1999 znemožnil odebírat další vzorky a následující vzorky (leden, únor a duben 2000) vykazovaly velmi nízkou abundanci makrozoobentosu včetně pošvatek, jejichž společenstvo se nezotavilo ani v dubnu 2000 (Horecký, 2003). Pošvatky zřejmě nepatří mezi skupiny, které jsou schopny rekolonizace z hyporeálu (tj. z hlubších vrstev koryta toku). Rekolonizaci (tj. návrat) některých zástupců makrozoobentosu z hyporeálu po období sucha popsali Griffith a Perry (1993).

6.1.3. Letní období

Letní vzorky z lokality LK byly charakteristické vysokou abundancí a i poměrně vysokou diverzitou makrozoobentosu. Ve větších početnostech se zde vyskytli detritovoři a herbivoři, a to pošvatky zastoupené druhy *Nemurella picteti*, *Amphinemura sulcicollis*, *Leuctra nigra* a chrostíci zastoupené čeledí Limnephilidae. Pošvatku *Amphinemura sulcicollis* Horecký (2003) při svém výzkumu téměř vůbec nezaznamenal. Ve vyšších abundancích byli přítomni i dravci (chrostík *Plectrocnemia conspersa*, čeleď Empididae z dvoukřídých a brouci *Agabus* sp., *Hydroporus* sp. a *Deronectes platynotus*). Nejzajímavějším nálezem však byla dravá pošvatka *Diura bicaudata*, která se objevila na této lokalitě vůbec poprvé od počátku sledování v roce 1999. Jedná se totiž o méně acidotolerantní druh (Fjellheim a

Raddum, 1990), což jasně dokládá postupné zotavování společenstva makrozoobentosu z acidifikace. Tento jev postupného zotavování společenstva makrozoobentosu může být podpořen i těžbou dřeva, která v okolí lokality LK probíhala v sezóně 2009/2010. Pozitivní vliv odlesnění na zotavování povrchových vod z acidifikace byl například popsán z výzkumu v Jizerských horách (Křeček a kol., 2006). Pokácením smrkového lesa v tomto případě došlo k výraznému snížení „listové plochy“, což vedlo ke snížení koncentrací acidifikujících příměsí (síranů a dusičnanů) z podkorunových srážek.

Z celkového pohledu na složení společenstva makrozoobentosu v tomto období lze usuzovat, že vyrovnanější průtoky, které panovaly v roce 2010 (obrázek č.10), prospívají všem funkčním skupinám makrozoobentosu a mají pozitivní vliv i na jeho celkovou abundanci. Pozitivní vliv vyrovnaných nižších průtoků na celkovou abundanci makrozoobentosu zaznamenali i Scrimgeour a Winterbourn (1989). Nepřítomnost čeledi Simuliidae poukazuje na fakt, že se jedná spíše o jarní organismy (Horecký, 2003), což potvrzuje větší počet jedinců ve stádiu kukly přítomných v červnovém vzorku.

V porovnání s letním obdobím roku 1999 (Horecký, 2003), i tehdy byla na lokalitě LK poměrně vysoká abundance makrozoobentosu s velkým zastoupením herbivorních pošvatek (*Leuctra nigra* a *Nemurella picteti*), ale i s větším zastoupením predátorů (především chrostíkem *Plectrocnemia conspersa*, střechatkou *Sialis fuliginosa* a brouky *Agabus* sp. a *Hydroporus* sp.). Tento stav i tehdy patrně následoval po hydrologicky vyrovnanějším období.

6.1.4. Podzimní období

V podzimním období jsem zaznamenal nejvyšší diverzitu makrozoobentosu v rámci celého sledovaného období v letech 2009-2012 zejména díky broukům a diverzita byla výrazně vyšší než při předchozím výzkumu provedeném Horeckým (2003) v letech 1999-2000. Tady mohl sehrát roli faktor odlesnění, neboť například Banks a kol. (2007) a Brooks a kol. (2012) zaznamenali vyšší diverzitu makrozoobentosu v odlesněných oblastech oproti zalesněným oblastem.

Od srpna 2010 se zde začaly objevovat larvy vážek, které byly v nízkých početnostech zaznamenány i v roce 1999 (Horecký, 2003). Nicméně oproti předchozímu výzkumu se kromě čeledi Aeschnidae vyskytli i zástupci čeledí Calopterygidae a Gomphidae.

Až na podzim roku 2010 byla na lokalitě LK abundance pošvatek vysoká. U nich jsem zaznamenal rozdíly mezi oběma výzkumy v zastoupení běžně se vyskytujících acidotolerantních druhů *Leuctra nigra* a *Nemurella picteti*. Během celého sledovaného období

2009-2012 dominoval z pošvatek druh *Nemurella picteti* nad druhem *Leuctra nigra* (obrázek č.9). Naopak převaha druhu *Leuctra nigra* nad druhem *Nemurella picteti* byla zaznamenána v celém sledovaném období 1999-2000 (Horecký, 2003) (obrázek č.8). Navíc za celé sledované období 2009-2012 početnost druhu *Leuctra nigra* nedosáhla zdaleka takových hodnot jako v létě a na podzim roku 1999 (obrázky č.8 a č.9). Důvodem této změny v druhovém složení by mohla být již zmíněná těžba dřeva, která vedla ke změnám struktury koryta toku, habitatů a dále k prosvětlení toku a změně teplotního a hydrologického režimu (E.Stuchlík, osobní sdělení).

Druh *Leuctra nigra* se pravděpodobně jeví být citlivější vůči disturbanci prostředí než druh *Nemurella picteti*. Podle studie, kterou provedli Ledger a Hildrew (2001), se *Nemurella picteti* je schopná žít širokou škálou potravy (detritem či acidotolerantními nárosty řas) bez rozdílu na pH. Proč by se tedy tento silně acidotolerantní druh pošvatky nemohl jevit jako adaptabilní i při disturbanci, jakou je například těžba dřeva, při níž může docházet ke změnám habitatů a potravní nabídky? Pravděpodobnější verzí výše zmíněné změny v poměru abundancí druhů *Nemurella picteti* a *Leuctra nigra*, může být fakt, že *Nemurella picteti* klade vajíčka na kameny ve vodě, zatímco *Leuctra nigra* klade vajíčka přímo na vodní hladinu (Speirs a kol., 2000). Vajíčka druhu *Leuctra nigra* mohou být proto snadněji odplavena při zvýšených průtocích, které jsou častější po odlesnění (Křeček a Hořická, 2001). Jinak tomu nebylo ani na lokalitě LK po odlesnění v letech 2010-2011, kdy jsem zaznamenal rozkolísanější průtoky.

Nejasnou se může jevit velmi nízká početnost střechatky *Sialis fuliginosa* během celého sezónního výzkumu v letech 2009-2010, zvláště když se ostatní zástupci predátorů vyskytovali poměrně v hojných počtech. Přitom v roce 1999 se na lokalitě LK vyskytoval druh *Sialis fuliginosa* řádově v desítkách jedinců (Horecký, 2003). Vysvětlením by mohla být také disturbance a změna habitatů způsobených těžbou dřeva. Nicméně méně intenzivní výzkum, který na této lokalitě proběhl v letech 2005-2006 (Rucki, 2007), ukázal, že už i tehdy byl přítomen velmi nízký počet jedinců druhu *Sialis fuliginosa*. Takže zde mohl hrát roli ještě jiný, zatím neznámý faktor.

6.2. Sezónní vývoj, vliv mimořádných událostí na společenstvo makrozoobentosu a porovnání výsledků s předchozím výzkumem – lokalita Litavka-hlavní

Tato lokalita je intenzivněji sledována až od roku 2005 (Rucki, 2007) a takto intenzivní výzkum makrozoobentosu s cílem sledování jeho sezónního vývoje zde dosud

vůbec neproběhl. Vzhledem k tomu, že je LH zásobována podzemním zdrojem vody, nedochází zde k výraznému kolísání průtoků v průběhu celého roku (Hardekopf a kol., 2008). Tudiž na této lokalitě nedochází k úplnému vyschnutí toku (tak jak tomu bývá na lokalitě LK – Horecký, 2003; Hardekopf a kol., 2008) a ani žádným extrémním povodním. Těžba dřeva na této lokalitě proběhla již v roce 2006, nicméně z tohoto důvodu bylo odběrové místo s měrným přelivem posunuto o cca 250 metrů proti proudu výše nad vzniklou paseku (Rucki, 2007). Místo sezónního vývoje mohu tedy porovnat s předešlým výzkumem (Rucki, 2007) pouze druhové složení makrozoobentosu a zhodnotit změny v jeho složení. Z mimořádných událostí mohu zhodnotit jen povodně, které mají větší význam zejména při jarním tání a které ovlivňují společenstvo makrozoobentosu buď přímo vyššími průtoky nebo nepřímo nižšími hodnotami pH (jak to například dokládá Lepori a Ormerod, 2005).

6.2.1. Druhové složení makrozoobentosu a jeho změny

Běžnými druhy na této lokalitě při obou výzkumech (2005-2006 – Rucki, 2007 a při tom současném – 2009-2012) byly pošvatky *Nemurella picteti*, *Lectra nigra*, *Protonemura auberti*, *Amphinemura sulcicollis* a *Diura bicaudata*. Až na posledně zmíněný druh *Diura bicaudata* (Fjellheim a Raddum, 1990, ji považují za středně acidosenzitivní) se jedná vesměs o velmi acidotolerantní druhy, i když naopak Braukmann a Biss (2004) řadí mezi acidotolerantní i druh *Diura bicaudata* a naopak druh *Amphinemura sulcicollis* za méně acidotolerantní. Ze vzácněji se vyskytujících druhů byl při obou výzkumech zaznamenán jen druh *Leuctra pseudocingulata*. Druhy *Nemoura cambrica*, *Nemoura marginata*, *Leuctra major*, *Leuctra teriolensis*, *Leuctra pseudosignifera*, *Leuctra autumnalis*, *Leuctra aurita* a *Capnia bifrons* byly na této lokalitě zaznamenány poprvé. Za takovým nárůstem nových druhů jistě stojí absence takto intenzivního výzkumu a pravděpodobně i posun odběrového místa v roce 2006 (Rucki, 2007). Oba zmíněné druhy z rodu *Nemoura* jsou považovány za acidotolerantní a většina nalezených druhů z rodu *Leuctra* je méně acidotolerantních (Braukmann a Biss, 2004). Nicméně ojedinělé nálezy druhu *Leuctra aurita* a zimního druhu *Capnia bifrons* mohou naznačovat zotavování společenstva z acidifikace i u tohoto slabě acidifikovaného toku. Druh *Leuctra aurita* považují Braukmann a Biss (2004) za poměrně acidosenzitivní přežívající výjimečně ve vodách s pH nižším než 5,5 a zástupce rodu *Capnia* řadí Fjellheim a Raddum (1990) dokonce mezi velmi acidosenzitivní vyskytující se při pH vyšším než 5,5.

Z chrostíků se v obou výzkumech pravidelně vyskytoval dravý a velmi acidotolerantní druh *Plectrocnemia conspersa* (např. Scheibová a Helešic, 1999; Braukmann a Biss, 2004;

Moe a kol., 2010) a v jarních měsících rovněž dravý, ale méně acidotolerantní druh *Rhyacophila polonica* (Braukmann a Biss, 2004). Herbivorní zástupce tvořila především čeleď Limnephilidae zastoupená při obou výzkumech druhy *Chaetopteryx villosa*, *Potamophylax nigricornis* a *Drusus annulatus*. *Potamophylax nigricornis* je považován za poměrně acidosenzitivní druh a naopak druhy *Chaetopteryx villosa* a *Drusus annulatus* za poměrně acidotolerantní druhy (Braukmann a Biss, 2004). Nicméně podle Horeckého (2003) se *Drusus annulatus* jeví jako méně acidotolerantní vyskytující se při pH vyšším než 4,4 u potoků s nízkým obsahem humínových látek. Druh *Drusus annulatus* jsem v porovnání s Ruckým (2007) nacházel méně často, i když se jednalo o intenzivnější výzkum.

Z dalších zástupců chrostíků byly při obou výzkumech v malých početnostech přítomny čeledi Sericostomatidae (pravděpodobně *Sericostoma personatum*), Hydroptilidae (pravděpodobně rod *Oxyethira*) a Leptoceridae (pravděpodobně rod *Adicella*). Poslední dvě zmíněné čeledi patří pravděpodobně mezi podzimní zástupce, jelikož byly nalézány téměř výhradně v podzimních vzorcích. Všechny tři taxony jsou považovány za méně acidotolerantní (Braukmann a Biss, 2004; Moe a kol., 2010). Zajímavý ovšem byl velký nárůst v početnosti čeledi Hydroptilidae (pravděpodobně rod *Oxyethira*) v říjnu 2012. Jedná se o zástupce chrostíka, u kterého dosud chybí informace o jeho výskytu v horských lesních potocích a který se živí vysáváním vláknitých řas (P.Chvojka, osobní sdělení), což by naznačovalo případný rozvoj těchto dříve nepřítomných řas. Na rozvoj vláknitých řas mohl mít pravděpodobně pozitivní vliv hydrologicky vyrovnaný rok 2012, ale i přesun odběrového úseku na osvětlenější místo s rozvolněným porostem. Na původním odběrovém místě totiž stával vzrostlý smrkový les, než došlo v roce 2006 k jeho pokácení (Rucki, 2007). Nepřítomnost dříve nalezeného druhu *Crunoecia irrorata* z čeledi Lepidostomatidae pravděpodobně může souviset s přesunem odběrové lokality v roce 2006 na místo, kde již pro tento druh nejsou vhodné habitaty. Podobným způsobem (tedy přesun odběrového místa na jiné s jinými habitaty) by se daly vysvětlit i ojedinělé nálezy dříve nepřítomných druhů *Limnephilus centralis*, *Parachiona picicornis* a méně acidotolerantního druhu *Wormaldia occipitalis* (Braukmann a Biss, 2004). Pravděpodobně mohla mít na tento fakt vliv i absence předchozího intenzivního sezónního výzkumu.

Jepice byly při obou výzkumech zastoupeny málo acidosenzitivním druhem *Leptophlebia marginata*, která je považována až za poměrně acidotolerantní druh (např. Moe a kol., 2010). Při svém výzkumu jsem navíc našel vůbec poprvé na této lokalitě druhy *Siphonurus lacustris*, *Siphonurus aestivalis* a *Baetis vernus*. Všechny tyto druhy sice Braukmann a Biss (2004) řadí stejně jako druh *Leptophlebia marginata* mezi málo

acidosenzitivní, nicméně Fjellheim a Raddum (1990) je považují za středně acidosenzitivní neschopné přežít ve vodách s pH nižším než 5. Nález druhů *Siphonurus lacustris*, *Siphonurus aestivalis* a *Baetis vernus* naznačuje postupné zotavování společenstva z acidifikace u tohoto slabě acidifikovaného toku. Naopak nepřítomnost druhu *Habrophlebia lauta*, jehož ojedinělý nález zaznamenal Rucki (2007) a který i Braukmann a Biss (2004) považují za středně acidosenzitivní, by mohl vysvětlovat již zmíněný přesun odběrového místa v roce 2006 a absence vhodného habitatu v novém odběrovém úseku.

Z larev dvoukřídlých jsem běžně jako při předchozím výzkumu (Rucki, 2007) zaznamenával zástupce čeledí Chironomidae, Simuliidae, Limoniidae, Pediciidae, Ceratopogonidae a občas i Empididae. Zajímavý byl však nález a v nízkých abundancích i pravidelný výskyt dříve nepřítomného rodu *Dixa*, který je považován za acidosenzitivní (Moe a kol., 2010), což dále podporuje domněnku biologického zotavování z acidifikace u tohoto slabě acidifikovaného toku.

Z brouků jsem stejně jako při Ruckého (2007) výzkumu zaznamenal rody *Agabus guttatus* a *Helophorus* a druh *Anacaena globulus*. Dále jsem však na této lokalitě zaznamenal řadu nových taxonů z tohoto řádu: *Hydraena* sp., *Hydroporus* sp., *Anacaena lutescens*, *Crenitis* sp., *Limnebius* sp., *Elmis* sp. a *Limnius* sp.. Poslední dva zmíněné rody (*Elmis* a *Limnius*) patří mezi méně acidotolerantní (Braukmann a Biss, 2004). Nález tolika nových taxonů jistě souvisí s absencí předchozího intenzivního výzkumu a možná i s již několikrát zmíněným přesunem odběrového místa.

Z ostatních zástupců makrozoobentosu stojí za zmínku nepřítomnost vážek, které byly při předchozím výzkumu (Rucki, 2007) zastoupeny rodem *Cordulegaster*. Pravděpodobně na novém odběrovém místě nejsou pro vážky vhodné habitáty. Některé nově nalezené ploštice (viz tabulka č.4) rovněž mohou odkazovat na chybějící intenzivnější výzkum. Naopak měkkýš *Pisidium casertanum* se běžně vyskytoval při obou výzkumech. Fjellheim a Raddum (1990) sice tento druh považují za málo acidosenzitivní, ale pro přežití potřebují alespoň 1 mg.L⁻¹ rozpuštěného vápníku (Ca) ve vodě (Økland a Økland, 1986), což je splněno (průměrné koncentrace Ca se na lokalitě LH pohybují kolem 3 mg.L⁻¹).

Jedním z největších objevů však byl při odběru v říjnu 2012 ojedinělý nález korýše rodu *Gammarus*, byť se jednalo o velmi malého (cca 3 mm) a tudíž špatně determinovatelného jedince. Korýši jsou obecně považováni za velmi acidosenzitivní skupinu včetně rodu *Gammarus* (Fjellheim a Raddum, 1990; Braukmann a Biss, 2004; Moe a kol., 2010). Pokud by se podobné nálezy na této lokalitě v budoucnu opakovaly, byl by to velký posun při biologickém zotavování tohoto slabě acidifikovaného toku z acidifikace.

6.2.2. Vliv povodní

Na tomto toku, který má v průběhu roku obecně poměrně vyrovnané průtoky (Hardekopf a kol., 2008), se uplatňují především jarní povodně z důvodu tání sněhu. Vliv těchto událostí spojených s krátkodobou acidifikací (tj. dočasným snížením pH) na citlivé druhy makrozoobentosu (především jepice) dobře popsali Raddum a Fjellheim (2002) nebo Lepori a Ormerod (2005). Při svém výzkumu jsem však nějaké výrazné negativní ovlivnění makrozoobentosu, z důvodu dočasného snížení pH na hodnotu 4,87 při jarní povodni z konce března 2010, nezaznamenal. Citlivější jepice rodu *Siphonurus* jsem nalézal již od dubna a ojedinělý nález malého jedince jsem zaznamenal i při tomto březnovém odběru. Zda na nepřítomnost rodu *Siphonurus* v dubnovém vzorku z roku 2011 mohla mít vliv povodeň z počátku ledna 2011, kdy pH dočasně pokleslo až na hodnotu 4,74, se můžeme jenom dohadovat, protože v tomto roce již bohužel neprobíhal intenzivní výzkum. Takže mohu jen konstatovat, že jarní povodeň z března 2010 měla negativní vliv jen na celkovou abundanci makrozoobentosu. Zaznamenal jsem totiž při tomto odběru nejnižší abundanci makrozoobentosu, jelikož odběr probíhal ještě za vyšších průtoků.

6.3. Porovnání obou lokalit

Přestože jsou obě lokality od sebe vzdálené necelý kilometr, jsou mezi nimi obrovské rozdíly. Jedná se zejména o hydrologické rozdíly ve smyslu rozdílného rozpětí průtoků. LK má z důvodu absence podzemního zdroje vody výrazně rozkolísanější průtoky než LH, která je zásobena podzemním zdrojem vody (Hardekopf a kol., 2008). Na rozdílné průtoky ovšem může mít vliv i odlišná vzdálenost odběrového místa od prameniště a s tím spojená různá velikost povodí (parametry lokalit – kapitola 3. Charakteristika lokalit nebo např. Horecký a kol., 2013). Dále se obě lokality liší v chemismu, především pak v koncentracích reaktivního hliníku (R-Al) a hodnotách pH a s tím související alkality. U ostatních chemických parametrů (koncentrace hlavních stanovovaných iontů) tak výrazné rozdíly mezi oběma lokalitami nejsou. V neposlední řadě se obě lokality liší v druhovém složení makrozoobentosu. Rozdíl je především v absenci acidosenzitivních zástupců (dle klasifikací citlivosti vůči acidifikaci – např. Fjellheim a Raddum, 1990; Braukmann a Biss, 2004) na silně acidifikované lokalitě LK. Jedná se zejména o jepice, měkkýše a některé druhy pošvatek a chrostíků, které se běžně vyskytují na slabě acidifikované lokalitě LH.

Odlišná je mezi oběma lokalitami i rychlost zotavování z acidifikace. Po provedení analýzy trendů je patrný trend mírného zvyšování pH u slabě acidifikované lokality LH

v průběhu let 2009 – 2012, zatímco u silně acidifikované lokality LK žádný trend v tomto období ve vývoji pH prakticky není (a i při předchozích výzkumech se pH na této lokalitě pohybovalo na přibližně stejných hodnotách – Horecký, 2003; Horecký a kol., 2006; Rucki, 2007; Horecký a kol., 2013). Naopak v případě reaktivního hliníku (R-Al) je výraznější trend snižování jeho koncentrací právě u silně acidifikované lokality LK. I dle dříve publikovaných výsledků z této lokality (Horecký a kol., 2006, 2013) je patrný mírný trend snižování koncentrací R-Al v dlouhodobějším časovém měřítku. Mírnější trend snižování koncentrací R-Al byl do budoucna na lokalitě LK namodelován i pomocí modelu MAGIC (Hardekopf a kol., 2008). U slabě acidifikované lokality LH výraznější trend snižování koncentrací R-Al nelze očekávat, vzhledem k jeho již tak nízkým koncentracím.

V případě biologického zotavování z acidifikace byl mezi lokalitami rovněž rozdíl. Na lokalitě LK jsem poprvé od počátku sledování v roce 1999 (Horecký, 2003) zaznamenal méně acidotolerantní dravou pošvátku *Diura bicaudata* a ojedinělý nález malého jedince chrostíka rodu *Rhyacophila*, který je rovněž méně acidotolerantní (např. Fjellheim a Raddum, 1990; Braukmann a Biss, 2004). Nicméně na lokalitě LH jsem zaznamenal daleko více nově nalezených acidosenzitivních druhů (Fjellheim a Raddum, 1990; Braukmann a Biss, 2004): z pošvatek *Leuctra aurita* a *Capnia bifrons* a především jepice *Siphonurus aestivalis*, *Siphonurus lacustris* a *Baetis vernus* a ojedinělý nález blešivce *Gammarus* sp. (Crustacea). Rychlejší zotavování méně acidifikovaného toku dokládají např. i Svobodová a kol. (2012) ze studie dvou šumavských potoků s různým stupněm acidifikace.

Lokalita LH je i přesto, že je slabě acidifikovaná, považována za referenční tok vůči silně acidifikované lokalitě LK (Stuchlík a kol., 2006). Znamená to, že podmínky na lokalitě LH představují přibližně „cílový stav“, do kterého by se lokalita LK měla dostat při procesu zotavování toku z acidifikace. Referenčními podmínkami je míněno především vyšší pH (blížícím se k neutrálním hodnotám) a nízké koncentrace reaktivního hliníku. Biologickými referenčními podmínkami je míněna přítomnost již výše zmíněných acidosenzitivních skupin makrozoobentosu (jepice, měkkýši a některé druhy pošvatek a chrostíků), které by se v procesu zotavování z acidifikace mohly postupně začít objevovat i na silně acidifikované lokalitě LK.

7. Závěry

1) Silně acidifikovaná lokalita LK vykazovala nízké hodnoty pH (4,00-4,22) a vysoké koncentrace reaktivního hliníku (1381-2187 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Slabě acidifikovaná lokalita LH naopak

vykazovala vyšší hodnoty pH (4,74-6,22) a nízké koncentrace reaktivního hliníku ($8-400 \mu\text{g.L}^{-1}$). Nižší hodnoty pH (< 5) a vyšší koncentrace reaktivního hliníku ($> 200 \mu\text{g.L}^{-1}$) jsou na lokalitě LH výjimečné a jsou výhradně spojeny s kyselými epizodami při jarním tání.

2) Na lokalitě LK byly zaznamenány daleko rozkolísanější průtoky ($0-501 \text{ L.s}^{-1}$) než na lokalitě LH ($1-53 \text{ L.s}^{-1}$). Také druhová diverzita a celkové abundance vykazovaly větší rozpětí v případě lokality LK (diverzita: 12-31 taxonů a celková abundance: 326-4173 jedinců) než na lokalitě LH (diverzita: 18-29 taxonů a celková abundance: 640-3838 jedinců). Průměrná diverzita však byla mírně vyšší na lokalitě LH (24,4 taxonů, resp. 22,6 taxonů v případě lokality LK).

3) Na silně acidifikované lokalitě LK převažovali dvoukřídlí (hlavně čeled' Chironomidae) následované pošvatkami a při nízkých abundancích byli druhou nejpočetnější skupinou máloštětinatci. Naopak slabě acidifikovaná lokalita LH vykazovala dominanci pošvatek a dvoukřídlí zde byli zastoupeni výrazně méně.

4) Na lokalitě LK se oproti lokalitě LH navíc vyskytovaly střechatky, vážky a výrazně více druhů vodních ploštic. Naopak na lokalitě LH se oproti lokalitě LK vyskytovaly jepice, měkkýši a více druhů chrostíků a pošvatek.

5) Na silně acidifikované lokalitě LK se po desetiletém výzkumu poprvé objevili méně acidotolerantní pošvatka *Diura bicaudata* a ojediněle rovněž méně acidotolerantní chrostík rodu *Rhyacophila*. To naznačuje, že proces biologického zotavování zde již započal. Tento fakt podporuje i klesající trend koncentrací reaktivního hliníku, přestože trend ve vývoji pH je stále velmi konzervativní. Během dalšího procesu zotavování z acidifikace lze na této silně acidifikované lokalitě v budoucnu očekávat nárůst v početnosti těchto méně acidotolerantních zástupců a výskyt dalších méně acidotolerantních chrostíků *Sericostoma* sp. a *Drusus annulatus*.

6) Na slabě acidifikované lokalitě LH jsem zaznamenal nové nálezy acidosenzitivních jepic *Siplonurus aestivalis*, *Siphonurus lacustris* a *Baetis vernus* a ojedinělý nález malého blešivce rodu *Gammarus*, který jako většina korýšů patří mezi silně acidosenzitivní zástupce. Na této lokalitě je tedy rovněž patrný proces biologického zotavování z acidifikace.

7) Sezónní dynamika sledovaná na lokalitě LK se po 10 letech příliš nezměnila a měla podobný průběh jako při předchozím výzkumu. Nicméně po 10 letech na této lokalitě výrazně stoupla celková diverzita makrozoobentosu.

8) Odlesnění u silně acidifikované lokality LK mělo pravděpodobně pozitivní vliv na zvýšení druhové diverzity makrozoobentosu a mohlo by i pozitivně ovlivnit budoucí vývoj zotavování makrozoobentosu z acidifikace na této lokalitě.

9) Vzhledem k tomu, že většina důležitých nálezů byla zaznamenána v letních měsících (*Diura bicaudata* na lokalitě LK a acidosenzitivní jepice na lokalitě LH), bylo by do budoucna vhodné zařadit k pravidelnému podzimnímu odběru, alespoň jeden letní. Dále by bylo vhodné se v budoucnu zabývat podrobnějším výzkumem čeledi Chironomidae vzhledem k jejich velké početnosti zejména na silně acidifikované lokalitě LK.

8. Použitá literatura

Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E., Miller, U. (1974): Effect of Acidification on Swedish Lakes. *Ambio* 3 (No. 1), 30 – 36.

Baltes, B. (1998): Bewertung des Einflusses der Gewässerversauerung auf die Rhithral-Biozönosen im nördlichen Saarland. PhD thesis, University of Saarbrücken, 208 s.

Banks, J.L., Li, J., Herlihy, A.T. (2007): Influence of clearcut logging, flow duration, and season on emergent aquatic insects in headwater streams of the Central Oregon Coast Range. *Journal of the North American Benthological Society* 26 (4), 620 – 632.

Beamish, R.J., Harvey, H.H. (1972): Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and Resulting Fish Mortalities. *Journal Fisheries Research Board of Canada*, vol. 29, No. 8: 1131 – 1143.

Benčoková, A. (2007): Vliv sezónních a dlouhodobých klimatických výkyvů na odtokové poměry v lesním a alpinském povodí. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. Praha: 68 s.

Bowman, M.F., Somers, K.M., Reid, R.A., Scott, L.D. (2006): Temporal response of stream benthic macroinvertebrate communities to the synergistic effects of anthropogenic acidification and natural drought events. *Freshwater Biology* 51, 768 – 782.

Braciníková, R. (2003): Studie experimentálního povodí v oblasti Brdské vrchoviny. Diplomová práce. ČVUT v Praze. Praha: 72 s.

Braukmann, U., Biss, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 34, 433 – 450.

Brooks, R.T., Nislow, K.H., Lowe, W.H., Wilson, M.K., King, D.I. (2012): Forest succession and terrestrial-aquatic biodiversity in small forested watersheds: a review of principles,

relationships and implications for management. *Forestry – An International Journal of Forest Research*, 315 – 327.

Cílek, V. (ed.) (2005): *Střední Brdy. Příbram: ČSOP Příbram*, 376 s.

Driscoll, Ch.T. (1984): A procedure for the fractionation of the aqueous aluminium in dilute waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 16, 93 – 104.

Driscoll, Ch.T. (1985): Aluminum in Acidic Surface Waters: Chemistry, Transport and Effects. *Environmental Health Perspectives*, vol. 63, 93 – 104.

Feeley, H.B., Davis, S., Bruen, M., Blacklocke, S., Kelly-Quinn, M. (2012): The impact of a catastrophic storm event on benthic macroinvertebrate communities in upland headwater streams and potential implications for ecological diversity and assessment of ecological status. *Journal of Limnology* 71 (2), 299 – 308.

Fjellheim, A., Raddum, G.G. (1990): Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *Science of The Total Environment* 96, issues 1 – 2: 57 – 66.

Fjellheim, A., Raddum, G.G. (1992): Recovery of acid-sensitive species of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in River Audna after liming. *Environmental Pollution* 78, 173 – 178.

Fott, J. a kol. (1980): Zpráva o současném stavu acidifikace Černého jezera. Katedra parazitologie a hydrobiologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha: 25 s.

Fott, J., Pražáková, M., Stuchlík, E., Stuchlíková, Z. (1994): Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia* 274, 37 – 47.

Friberg, N., Rebsdorf, A., Larsen, S.E. (1998): Effects of afforestation on acidity and invertebrates in Danish streams and implications for freshwater communities in Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution* 101, 235 – 256.

Fricová, K., Růžicková, J., Hřebík, Š. (2007): Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological integrity of lotic ecosystems in the Šumava National Park, Czech Republic. *Silva Gabreta*, vol. 13 (1), Vimperk, 39 – 55.

Frost, S., Huni, A., Kershaw, W.E. (1971): Evaluation of kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology* 49: 167 – 173.

Griffith, M.B., Perry, S.A. (1993): The distribution of macroinvertebrates in the hyporheic zone of 2 small Appalachian headwater streams. *Archiv für Hydrobiologie* 126, issue 3, 373 – 384.

- Hardekopf, D.W., Horecký, J., Kopáček, J., Stuchlík, E. (2008): Predicting long-term recovery of a strongly acidified stream using MAGIC and climate models (Litavka, Czech Republic). *Hydrology and Earth System Science* 12: 479 – 490.
- Henriksen, A. (1979): A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278, Oslo, Norway: 542 – 545.
- Horecký, J., Stuchlík, E., Chvojka, P., Bitušik, P., Liška, M., Pšenáková, P., Špaček, J. (2002): Effects of acid atmospheric deposition on chemistry and benthic macroinvertebrates of forest streams in the Brdy Mts (Czech Republic). *Acta Soc. Zool. Bohem.* 66, 189 – 203.
- Horecký, J. (2003): Zhodnocení vlivu kyselé atmosférické depozice na chemismus a oživení horských potoků v ČR. Doktorandská disertační práce. Katedra parazitologie a hydrobiologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha: 69 s.
- Horecký, J., Stuchlík, E., Chvojka, P., Hardekopf, D.W., Mihaljevič, M., Špaček, J. (2006): Macroinvertebrate community and chemistry of the most atmospherically acidified streams in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution* 173: 261 – 272.
- Horecký, J., Rucki, J., Krám, P., Křeček, J., Bitušik, P., Špaček, J., Stuchlík, E. (2013): Differences in benthic macroinvertebrate structure of headwater streams with extreme hydrochemistry. *Biologia* 68/2, 303 – 313.
- Hořícká, Z., Stuchlík, E., Hudec, I., Černý, M., Fott, J. (2006): Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: The Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *Biologia*, volume 61/Suppl. 18, Bratislava, S121 – S134.
- Hruška, J., Moldan, F., Krám, P. (2002): Recovery from acidification in central Europe – observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *Environmental Pollution* 120, 261 – 274.
- Hruška, J., Krám, P. (2003): Modelling long-term changes in stream water and soil chemistry in catchments with contrasting vulnerability to acidification (Lysina and Pluhuv Bor, Czech Republic). *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (4), Praha: 525 – 539.
- Hruška, J., Kopáček, J. (2005): Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. Edice PLANETA, ročník XII, číslo 5/2005, vydalo MŽP, 24 s.
- Hůnová, I., Janoušková, S. (2004): Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. Karolinum, Praha: 144 s.

- Keller, W., Yan, N.D., Gunn, J.M., Heneberry, J. (2007): Recovery of Acidified Lakes: Lessons From Sudbury, Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 7, 317 – 322.
- Kment, P. (nepublikováno): Vodní plošnice – Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha. 25 s.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Borovec, J., Porcal, P., Kotorová, I. (2000): Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnology and Oceanography* 45 (1), 212 – 225.
- Kopáček, J., Stuchlík, E., Veselý, J., Schaumburg, J., Anderson, I.C., Fott, J., Hejzlar, J., Vrba, J. (2002): Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 2, 91 – 114.
- Krám, P., Hruška, J., Bishop K. (2003): Monitoring and modeling of long-term changes of streamwater chemistry in two small catchments with contrasting vulnerability to acidification. *UNESCO Technical Documents in Hydrology* 67: 197 – 202.
- Krno, I. (1998): Pošvatky (Plecoptera) Slovenska. In: Makovinská J., Tóthová L., Elexová E. a Živičová Z. (eds.): *Zborník z hydrobiologického kurzu 1998*. Bratislava: VÚVH v Bratislavě, 34 – 62 (78 s.).
- Křeček, J., Hořická, Z. (2001): Degradation and recovery of mountain watersheds: the Jizera Mountains, Czech Republic. *Unasylva* 207, vol. 52, 43 – 49.
- Křeček, J., Hořická, Z., Nováková, J. (2006): Role of grassland ecosystems in protection of forested wetlands. *Environmental Role of Wetlands in Headwaters Book Series: NATO Science Series IV Earth and Environmental Science*, vol. 63, 49 – 58.
- Kulina, J. (2000): Vliv antropogenní acidifikace na kvalitu povrchových vod v oblasti pohoří Brdy. *Univerzita Karlova v Praze*. Praha: 59 s.
- Kvaeven, B., Ulstein, M.J., Skjelkvåle, B.L., Raddum, G.G., Hovind, H. (2001): ICP Waters – an international programme for surface water monitoring. *Water, Air, and Soil Pollution* 130, 775 – 780.
- Ledger, M.E., Hildrew, A.G. (2001): Growth of an acid-tolerant stonefly on epilithic biofilms from streams of contrasting pH. *Freshwater Biology* 46, 1457 – 1470.
- Lepori, F., Ormerod, S.J. (2005): Effects of spring acid episodes on macroinvertebrates revealed by population data and in situ toxicity tests. *Freshwater Biology* 50, 1568 – 1577.
- Likens, G.E., Bormann, F.H. (1974): Acid rain: A Serious Regional Environmental Problem. *Science*, vol. 184, No. 4142: 1176 – 1179.

- MacKereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F. (1978): Water analysis: Some revised methods for limnologists. FBA Scientific publication no. 36, 120 s.
- Moe, S.J., Schartau, A.K., Bækken, T., McFarland, B. (2010): Assessing macroinvertebrate metrics for classifying acidified rivers across northern Europe. *Freshwater Biology* 55, 1382 – 1404.
- Monteith, D.T., Hildrew, A.G., Flower, R.J., Raven, P.J., Beaumont, W.R.B., Collen, P., Kreiser, A.M., Shilland, E.M., Winterbottom, J.H. (2005): Biological responses to the chemical recovery of acidified fresh waters in the UK. *Environmental Pollution* 137, 83 – 101.
- Økland, J., Økland, K.A. (1986): The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42, issue 5, 471 – 486.
- Oulehle, F., Hruška, J. (2005): Tree species (*Picea abies* and *Fagus sylvatica*) effects on soil water acidification and aluminium chemistry at sites subjected to long-term acidification in the Ore Mts., Czech Republic. *Journal of Inorganic Biochemistry* 99, 1822 – 1829.
- Oulehle, F., Hofmeister, J., Hruška, J. (2007): Modeling of the long-term effect of tree species (Norway spruce and European beech) on soil acidification in the Ore Mountains. *Ecological Modelling* 204, 359 – 371.
- Papathanasiou, G., White, K.N., Walton, R., Boulton, S. (2011): Toxicity of aluminium in natural waters controlled by type rather than quantity of natural organic matter. *Science of the Total Environment* 409, 5277 – 5283.
- Pehal, Z. (2004): Vodní a látková bilance pramenné části povodí Litavky v Brdech. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze. Praha: 111 s.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A., Hesthagen, T. (1988): Monitoring of acidification by use of aquatic organisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 2291 – 2297.
- Raddum, G.G., Skjelkvåle, B.L. (1995): Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 475 – 480.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. (2002): Species composition of freshwater invertebrates in relation to chemical and physical factors in high mountains in southwestern Norway. *Water, Air, and Soil Pollution, Focus* 2, 311 – 328.

- Raddum, G.G., Fjellheim, A. (2003): Liming of River Audna, Southern Norway: A Large-scale Experiment of Benthic Invertebrate Recovery. *Ambio: A Journal of the Human environment* 32 (3), 230 – 234.
- Rozkošný, R. (ed.) (1980): Klíč vodních larev hmyzu. Academia, Praha, 524 s.
- Rozkošný, R., Vaňhara, J. (2004): Diptera (mimo Ceratopogonidae, Chironomidae a Simuliidae), Determinační kurz makrozoobentosu. Výzkumný ústav vodohospodářský Praha, pobočka Brno a Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity Brno, 54 s.
- Rucki, J. (2007): Makrozoobentos dlouhodobě sledovaných toků s různým stupněm ovlivnění atmosférickou acidifikací. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. České Budějovice: 56 s.
- Růžicková J. (1998): Společenstvo vodního hmyzu v šumavských tocích s různým stupněm acidifikace. *Silva Gabreta* 2, 199 – 209.
- Scheibová, D., Helešic, J. (1999): Hydrobiological assessment of stream acidification in the Czech-moravian highland, Czech Republic. *Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Masaryk. Brun.* 25, 13 – 32.
- Scrimgeour, G.J., Winterbourn, M.J. (1989): Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. *Hydrobiologia* 171, 33 – 44.
- Speirs, D.C., Gurney, W.S.C., Hildrew, A.G., Winterbottom, J.H. (2000): Long-term demographic balance in the Broadstone stream insect community. *Journal of Animal Ecology* 69, 45 – 58.
- Straka, M., Sychra, J. (2007): Coleoptera, Determinační kurz makrozoobentosu. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno, 96 s.
- Stuchlík, E., Stuchlíková, Z., Fott, J., Růžicka, L., Vrba, J. (1985): Vliv kyselých srážek na vody na území Tatranského Národního Parku. *Zb. Prác. o TANAPu* 26, 173 – 212.
- Stuchlík, E., Hořická, Z., Prchalová, M., Křeček, J., Barica, J. (1997): Hydrobiological investigation of three acidified reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, during the summer stratification. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2155, 56 – 64.
- Stuchlík, E., Appleby, P., Bitušík, P., Curtis, C., Fott, J., Kopáček, J., Pražáková, M., Rose, N., Strunecký, O., Wright, R.F. (2002): Reconstruction of long-term changes in lake water chemistry, zooplankton and benthos of a small acidified high-mountain lake: MAGIC modelling and palaeolimnological analysis. *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 2, 127 – 138.

Stuchlík, E. (2003): Vliv acidifikace na ekosystémy horských jezer (komentář k výsledkům 25 let výzkumných prací v Tatrách). Habilitační práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha, 57 s.

Stuchlík, E., Horecký, J., Hardekopf, D., Bitušík, P., Kopáček, J., Mihaljevič, M. (2006): Chemizmus a oživení tekoucích vod sledovaných v rámci projektů ICP na území ČR. Závěrečná zpráva (ICP), 15 s.

Svobodová, J., Matěna, J., Kopáček, J., Poláková, S., Vrba, J. (2012): Spatial and temporal changes of benthic macroinvertebrate assemblages in acidified streams in the Bohemian Forest (Czech Republic). *Aquatic Insects*, vol. 34, supplement 1, 157 – 172.

Veselý, J., Majer, V. (1998): Hydrogeochemical mapping of Czech freshwaters. *Bulletin of Czech Geological Survey* 73, 183 – 192.

Vrba, J., Kopáček, J., Fott, J. (2000): Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta*, volume 4, Vimperk, 7 – 28.

Vrba, J., Kopáček, J., Fott, J., Kohout, L., Nedbalová, L., Pražáková, M., Soldán, T., Schaumburg, J. (2003): Long-term studies (1871 – 2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *The Science of the Total Environment* 310, 73 – 85.

Waringer, J., Graf, W. (1997): Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. *Facultas-Universitätsverlag*, Wien, 287 s.

Wright, R.F., Gjessing, E.T. (1976): Changes in lakewater chemistry due to acid precipitation. *Ambio* 5, 219 – 223.

Wright, R.F., Henriksen, A. (1978): Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. *Limnology and Oceanography* 23 (3), 487 – 498.

Yoshimura, M. (2012): Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomological Science* 15, 145 – 154.

Ostatní zdroje

<http://teranos.ala1.com> – měřicí systém ALA

<http://www.r-project.org/> – statistický program R

<http://mapy.geology.cz/gisviewer/> – mapa ze stránek České geologické služby

9. Přílohy

Příloha č.1: Relativní abundance makrozoobentosu z lokalit LK a LH ve sledovaném období 2009-2012.

Příloha č.2: Fotodokumentace lokalit.

Příloha č.2: Fotodokumentace lokalit



Měrný přeliv na lokalitě Litavka-hlavní.



Měrný přeliv s měřicí stanicí na lokalitě Litavka krmelec.



Zaházené koryto toku větvemi po těžbě dřeva na lokalitě Litavka-krmelec (červen 2010).



Měrný přeliv na lokalitě Litavka-krmelec při zvýšeném průtoku (březen 2010).



Rozsah těžby dřeva na lokalitě Litavka-krmelec (červen 2010).